



TITLE:

廃棄物処理におけるダイオキシン  
類対策と複合型中間処理・再資源  
化システムの研究( Dissertation\_全  
文)

AUTHOR(S):

手島, 肇

---

CITATION:

手島, 肇. 廃棄物処理におけるダイオキシン類対策と複合型中間処理・  
再資源化システムの研究. 京都大学, 2007, 博士(工学)

ISSUE DATE:

2007-03-23

URL:

<https://doi.org/10.14989/doctor.k12997>

RIGHT:

新制

工

1399

# 廃棄物処理におけるダイオキシン類対策と 複合型中間処理・再資源化システムの研究

2006年11月

手 島 肇

# 廃棄物処理におけるダイオキシン類対策と 複合型中間処理・再資源化システムの研究

2006 年 11 月

手島 肇

## 目次

第1章 序論 .....	1
1.1 概説 .....	1
1.1.1 廃棄物処理における焼却の位置づけ .....	1
1.1.2 焼却技術の変遷 .....	4
1.1.3 排ガス処理技術の変遷 .....	5
1.1.4 エネルギー回収技術の変遷 .....	8
1.2 ダイオキシン問題の発生 .....	9
1.2.1 問題の経過 .....	9
1.2.2 技術開発と規制強化 .....	9
1.2.3 ダイオキシン対策の効果 .....	9
1.3 処理システムの多様化 .....	10
1.3.1 循環型社会形成と焼却代替システムの要求 .....	10
1.3.2 リサイクルによるごみ組成の変化 .....	11
1.4 本研究の目的 .....	11
1.5 本論文の構成 .....	12
第2章 廃棄物処理におけるダイオキシン類抑制技術の開発 .....	15
2.1 はじめに .....	15
2.2 燃焼改善による削減 .....	17
2.2.1 本節の目的 .....	17
2.2.2 試験対象施設および試験方法 .....	18
2.2.2.1 試験対象施設概要 .....	18
2.2.2.2 試験方法 .....	18
2.2.3 試験結果および考察 .....	19
2.2.3.1 燃焼条件の影響 .....	19
2.2.3.2 EP温度およびHCl濃度の影響 .....	21
2.3 排ガス処理による削減 .....	24
2.3.1 本節の目的 .....	24
2.3.2 パイロット試験 .....	24
2.3.2.1 試験対象施設および試験方法 .....	24
2.3.2.2 試験結果および考察 .....	25
2.3.3 実施設におけるダイオキシン類および水銀の同時除去試験 .....	28
2.3.3.1 試験対象施設および試験方法 .....	28
2.3.3.2 結果および考察 .....	29
2.4 実設備における改善事例 .....	34
2.4.1 本節の目的 .....	34
2.4.2 試験対象施設および試験方法 .....	34
2.4.2.1 試験対象施設 .....	34
2.4.2.2 試験方法 .....	35
2.4.3 試験結果および考察 .....	36
2.4.3.1 燃焼改善に関わる予備実験と改造内容 .....	36
2.4.3.2 実プラントへのダイオキシン類削減技術の適用試験 .....	38
2.5 ダイオキシン類抑制技術を適用した新設設備における挙動 .....	43
2.5.1 目的 .....	43
2.5.2 試験対象施設および試験方法 .....	43
2.5.2.1 試験対象施設 .....	43
2.5.2.2 試験方法 .....	43
2.5.3 試験結果および考察 .....	43
2.5.3.1 燃焼改善の効果 .....	44
2.5.3.2 旧ガイドライン適合炉におけるダイオキシン類の挙動 .....	45
2.5.3.3 空気予熱器におけるダイオキシン類の挙動 .....	46



2.5.3.4	DL PCBs .....	46
2.6	本章のまとめ.....	47
第3章 廃棄物処理におけるダイオキシン類抑制対策の評価.....		53
3.1	はじめに .....	53
3.2	プラント建替えによるダイオキシン類削減効果.....	53
3.2.1	本節の目的 .....	53
3.2.2	調査解析方法.....	54
3.2.2.1	対象施設の概要 .....	54
3.2.2.2	測定方法 .....	55
3.2.2.3	拡散モデル解析 .....	56
3.2.3	結果と考察.....	58
3.2.3.1	新旧施設の運転状況とダイオキシン類排出.....	58
3.2.3.2	周辺環境 .....	59
3.2.3.3	施設建替えに伴う排出量削減と周辺環境濃度の変化.....	62
3.2.3.4	拡散解析結果 .....	63
3.2.4	本節のまとめ.....	64
3.3	本章のまとめ.....	65
第4章 プラントの非定常運転時におけるダイオキシン類発生 .....		69
4.1	はじめに .....	69
4.2	間欠運転炉におけるダイオキシン類排出特性 .....	69
4.2.1	概説 .....	69
4.2.2	調査方法および調査施設概要.....	69
4.2.3	結果および考察 .....	71
4.2.3.1	起動時の排出特性 .....	71
4.2.3.2	定常運転時の排出特性.....	72
4.2.3.3	停止時の排出特性 .....	73
4.2.3.4	排ガスからのダイオキシン類排出量に対する非定常運転時の寄与 .....	74
4.2.4	本節のまとめ.....	74
4.3	全連続運転炉の非定常運転時におけるダイオキシン類排出特性.....	75
4.3.1	概説 .....	75
4.3.2	調査施設概要および調査方法.....	76
4.3.2.1	調査施設概要 .....	76
4.3.2.2	調査方法 .....	77
4.3.2.3	RU-N4-2 の測定について .....	79
4.3.3	結果および考察 .....	79
4.3.3.1	起動時の排出特性 .....	79
4.3.3.2	定常時の排出特性 .....	81
4.3.3.3	停止時の排出特性 .....	83
4.3.3.4	総排出量に対する非定常運転時の寄与.....	84
4.3.4	本節のまとめ.....	85
4.4	起動時のダイオキシン類発生メカニズムの解明.....	86
4.4.1	概説 .....	86
4.4.2	全連続運転炉における測定結果.....	86
4.4.3	ボイラダスト再加熱実験.....	88
4.4.3.1	実験方法 .....	88
4.4.3.2	実験結果および考察.....	89
4.4.4	本節のまとめ.....	92
4.5	本章のまとめ.....	93
第5章 廃棄物組成に応じた中間処理・再資源化システムの検討 .....		97
5.1	はじめに .....	97
5.2	容器包装リサイクル法施行後のごみ質変化.....	97
5.2.1	本節の目的 .....	97

5.2.2	調査対象データおよび解析方法 .....	98
5.2.3	解析結果および考察 .....	98
5.2.3.1	発熱量の推移 .....	98
5.2.3.2	発熱量の変動 .....	98
5.2.3.3	ごみ質変化要因の推測 .....	99
5.2.4	本節のまとめ .....	99
5.3	組成変化に対応した中間処理・再資源化システムの提案 .....	101
5.3.1	本節の目的 .....	101
5.3.2	方法 .....	102
5.3.2.1	評価モデル .....	102
5.3.2.2	ごみの質と量 .....	103
5.3.2.3	機能単位 .....	104
5.3.2.4	システム境界 .....	104
5.3.2.5	シナリオ .....	104
5.3.2.6	モデル構築 .....	105
5.3.2.7	評価項目 .....	110
5.3.3	結果と考察 .....	111
5.3.3.1	マテリアルフロー .....	111
5.3.3.2	焼却ごみ質の変動 .....	111
5.3.3.3	コスト .....	112
5.3.3.4	エネルギー .....	114
5.3.3.5	CO <sub>2</sub> .....	115
5.3.3.6	最終処分量 .....	115
5.3.3.7	ダイオキシン類排出量 .....	116
5.3.3.8	シナリオの総合評価 .....	117
5.3.4	本節のまとめ .....	118
5.4	本章のまとめ .....	119
第6章	結論 .....	122
6.1	本論文の成果 .....	122
6.2	今後の課題 .....	124
謝辞	.....	126
掲載論文リスト	.....	128

## 図表一覧

図 1.1.1	廃棄物処理の普及と感染症患者数の減少	1
図 1.1.2	ごみ焼却施設数の変遷	2
図 1.1.3	ごみ質の変遷	4
図 1.1.4	ストーカ炉の燃焼概念図	5
図 1.1.5	初期のストーカ式燃焼装置	5
図 1.1.6	次世代ストーカ炉の代表例	7
図 1.1.7	ごみ焼却炉における温度と腐食の関係	8
図 1.1.8	ごみ焼却炉の発電ボイラ蒸気温度の推移	8
図 1.1.9	テールエンド型ボイラー	8
図 1.2.1	一般廃棄物焼却施設からのダイオキシン類排出インベントリ(予測値と実績値)	10
図 2.1.1	ダイオキシン類の構造	15
図 2.2.1	施設 2A のフローおよびサンプリング点	18
図 2.2.2	ガスサンプリング装置	19
図 2.2.3	CO の時系列変化	19
図 2.2.4	CO と PCDDs/PCDFs、TEQ の関係 (ガス温度 300℃)	20
図 2.2.5	RUN9(EP 通ガス温度 300℃)における PCDDs/PCDFs	20
図 2.2.6	EP 入口ガス中の PCDDs/PCDFs	21
図 2.2.7	EP 出口ガス中の PCDDs/PCDFs	21
図 2.2.8	EP 出口ガス中の PCDDs/PCDFs (TEQ, International)	23
図 2.2.9	EP 入口 PCDDs/PCDFs(ガス 成分)と EP 出口 PCDDs/PCDFs の関係	23
図 2.2.10	EP 灰中の PCDDs/PCDFs 濃度	23
図 2.2.11	EP まわりの PCDDs/PCDFs 収支	23
図 2.3.1	施設 2B のフロー	25
図 2.3.2	PCDDs/PCDFs 同族体分布(RUN405)	26
図 2.3.3	PCDDs/PCDFs 同族体分布(RUN407)	26
図 2.3.4	PCDDs/PCDFs 同族体分布(RUN412)	26
図 2.3.5	PCDDs/PCDFs 同族体分布(RUN428)	26
図 2.3.6	PCDDs/PCDFs 同族体分布(RUN524)	26
図 2.3.7	各 RUN の結果まとめ	27
図 2.3.8	施設 2C,2D のフローおよびサンプリング点	28
図 2.3.9	BF 入口における PCDDs/PCDFs 濃度と CO 濃度の関係	30
図 2.3.10	BF 入口ガス温度と PCDDs/PCDFs 除去率の関係(BF 入口-出口)	30
図 2.3.11	BF 入口ガス温度と PCDDs/PCDFs 濃度の関係	31
図 2.3.12	BF 前後における PCDDs/PCDFs 濃度(BF 入口 180~200℃)	31
図 2.3.13	PCDDs/PCDFs(TEQ)の異性体別除去率	32
図 2.3.14	BF 入口ガス温度と 水銀除去率の関係	33
図 2.3.15	ブランク時の BF 出口ガス温度と 水銀除去率の関係	33
図 2.4.1	施設 2E のフローおよびサンプリング点	35
図 2.4.2	水槽模型による流れの可視化	36
図 2.4.3	理論モデルによるシミュレーション(ガス流速)	37
図 2.4.4	理論モデルによるシミュレーション(ガス温度)	37
図 2.4.5	RUN1 の改造	38
図 2.4.6	RUN2 の改造	38
図 2.4.7	炉形状変更による燃焼室出口 CO の改善効果	39
図 2.4.8	CO の経時変化(高負荷運転時)	40
図 2.4.9	CO の頻度分布(高負荷運転時)	41
図 2.4.10	ボイラ蒸発量頻度分布(高負荷運転時)	41
図 2.4.11	O <sub>2</sub> 濃度の頻度分布(高負荷運転時)	41

図 2.4.12 NO <sub>x</sub> 濃度の頻度分布(高負荷運転時) .....	41
図 2.4.13 排ガス中の PCDDs/PCDFs .....	42
図 2.4.14 ダイオキシン類濃度の改善 .....	42
図 2.4.15 集じん灰中の PCDDs/PCDFs .....	42
図 2.5.1 施設 2F,2G,2I,2J のフローおよびサンプリング点 .....	44
図 2.5.2 各サンプリング点におけるダイオキシン類 排出挙動(施設 2F 改造前/後) .....	44
図 2.5.3 各サンプリング点におけるダイオキシン類 排出挙動(施設 2G,2H,2I,2J) .....	45
図 2.5.4 空気予熱器でのダイオキシン類の挙動 .....	46
図 2.5.5 ダイオキシン類濃度(TEQ)に占める DL-PCBs の割合 .....	47
図 2.5.6 ダイオキシン類と DL-PCBs の相関 .....	47
図 3.2.1 新旧施設のフロー .....	54
図 3.2.2 周辺環境調査地点 .....	55
図 3.2.3 ダイオキシン類排出量比較 .....	59
図 3.2.4 環境大気中のダイオキシン類濃度 .....	60
図 3.2.5 降下ばいじんのダイオキシン類濃度 .....	60
図 3.2.6 土壌のダイオキシン類濃度 .....	61
図 3.2.7 松葉のダイオキシン類濃度 .....	62
図 4.2.1 施設 4A,4B のフローおよびサンプリング点 .....	70
図 4.2.2 排ガス温度と PCDDs/PCDFs .....	73
図 4.2.3 施設 4A における排ガスからの 1 日の PCDDs/PCDFs 排出量および排出割合(TEQ ベース) .....	74
図 4.3.1 施設 4C のフローおよびサンプリング点 .....	75
図 4.3.2 起動工程図 .....	78
図 4.3.3 停止工程図 .....	78
図 4.3.4 RUN4-2 における サンプリング概念図 .....	79
図 4.3.5 起動時運転状態 .....	80
図 4.3.6 起動時ダイオキシン類濃度、ガス状・粒子状割合(ボイラ出口・煙突) .....	81
図 4.3.7 起動時 PCDDs/PCDFs 同族体分布(ボイラ出口) .....	81
図 4.3.8 定常時運転状態 .....	82
図 4.3.9 定常時ダイオキシン類濃度、ガス状・粒子状割合(ボイラ出口・煙突) .....	82
図 4.3.10 定常時 PCDDs/PCDFs 同族体分布(ボイラ出口) .....	83
図 4.3.11 停止時運転状態 .....	83
図 4.3.12 停止時ダイオキシン類濃度、ガス状・粒子状割合(ボイラ出口・煙突) .....	84
図 4.3.13 停止時 PCDDs/PCDFs 同族体分布(ボイラ出口) .....	84
図 4.4.1 起動時ダイオキシン類濃度、ガス状・粒子状割合(炉出口・ボイラ出口) .....	86
図 4.4.2 起動時ガス状・粒子状 PCDDs/PCDFs 同族体分布(炉出口・ボイラ出口) .....	87
図 4.4.3 ダストの PCDDs/PCDFs 同族体分布 .....	88
図 4.4.4 実験装置概略フロー .....	90
図 4.4.5 加熱時ダイオキシン類発生量(過熱器ダスト) .....	91
図 4.4.6 加熱時ダイオキシン類発生量(エコノマイザダスト) .....	91
図 4.4.7 PCDDs/PCDFs 同族体分布 .....	92
図 4.4.8 PCDDs/PCDFs+DL-PCBs 割合 .....	92
図 5.2.1 発熱量平均値(年間)の年次推移 .....	99
図 5.2.2 発熱量平均値の分布 .....	100
図 5.3.1 シナリオフロー図 .....	104
図 5.3.2 中間処理施設の処理フロー .....	106
図 5.3.3 焼却ごみ質の変動 .....	111
図 5.3.4 コスト .....	113
図 5.3.5 必要敷地面積 .....	113
図 5.3.6 エネルギー消費量 .....	113
図 5.3.7 CO <sub>2</sub> 排出量 .....	113
図 5.3.8 最終処分量 .....	116



図 5.3.9	ダイオキシン類排出量	116
図 5.3.10	原油価格および CO <sub>2</sub> 単価の変動による合計コストの評価	118
表 1.1.1	燃焼技術に関連する事象とその対応	6
表 1.1.2	排ガス処理の動きと背景	6
表 2.1.1	ダイオキシン類の毒性等価係数	16
表 2.2.1	施設 2A の概要	18
表 2.2.2	運転パラメータ	18
表 2.2.3	二次空気量と CO 等の関係、燃焼室のデータ	19
表 2.3.1	施設 2B の概要	25
表 2.3.2	各 RUN における排ガス中のダイオキシン類濃度	25
表 2.3.3	施設 2C, 2D の概要	28
表 2.3.4	活性炭の物性	29
表 2.3.5	施設 2C の PCDDs/PCDFs、および CO データ	30
表 2.3.6	施設 2D の PCDDs/PCDFs、および CO データ	31
表 2.3.7	水銀測定結果	33
表 2.4.1	施設 2E の概要	35
表 2.4.2	二次ノズル位置の検討結果(RUN1 改造後)	38
表 2.4.3	焼却炉運転結果	39
表 2.5.1	施設 2F, 2G, 2I, 2J の概要	44
表 2.5.2	3Ts に係わるデータ(施設 2F)	45
表 2.5.3	3Ts に係わるデータ(施設 2G, 2H, 2I, 2J)	45
表 2.5.4	各施設の CO 濃度	46
表 3.2.1	新旧施設の概要	54
表 3.2.2	発生源モデル計算諸元	56
表 3.2.3	粒径分布データ	56
表 3.2.4	大気拡散モデル式	57
表 3.2.5	新旧焼却施設の運転状況とダイオキシン類濃度の比較	58
表 3.2.6	周辺環境 PCDDs/PCDFs の予測結果	63
表 4.2.1	施設 4A, 4B の概要	70
表 4.2.2	起動時の PCDDs/PCDFs 排出量	72
表 4.2.3	定常時の PCDDs/PCDFs 排出量	72
表 4.2.4	停止時の PCDDs/PCDFs 排出量	73
表 4.3.1	施設 4C の概要	75
表 4.3.2	RUN4-2 のダイオキシン類測定結果	79
表 4.3.3	主灰および飛灰のダイオキシン類測定結果	82
表 4.3.4	各 RUN のダイオキシン類排出量	85
表 4.3.5	総排出量に対する非定常時の寄与	85
表 4.4.1	実験試料の組成	89
表 4.4.2	起動時ボイラ部排ガス温度およびダスト表面温度	89
表 4.4.3	実験条件 1	90
表 4.4.4	実験条件 2	90
表 4.4.5	実炉ボイラ部でのダイオキシン類増加量(起動時、RUN2-2)	93
表 4.4.6	加熱実験結果によるダイオキシン類推定発生量	93
表 5.2.1	容り法適用前後の発熱量平均値の変化	98
表 5.2.2	容り法適用前後の発熱量中央値および信頼区間の変化	101
表 5.2.3	容り法適用後の発熱量変化に対する試算条件および結果	101
表 5.3.1	H-IWM のごみ分類	103
表 5.3.2	ごみ質・性状	103
表 5.3.3	各シナリオの中間処理方法	105
表 5.3.4	H-IWM におけるオプション選択、および独自設定によるインベントリデータ等	108

表 5.3.5 機械選別効率 .....	109
表 5.3.6 マテリアルフロー .....	112
表 5.3.7 エネルギー、CO <sub>2</sub> のコスト化 .....	117



## 第1章 序論

### 1.1 概説

#### 1.1.1 廃棄物処理における焼却の位置づけ

今からわずか 140 年前の江戸時代には、不要物はがれきも含めて全てが再利用されており、現在でいう「循環型社会」が形成されていた<sup>1)</sup>。明治となり西欧文明が取り入れられ、西欧型産業が発展しだすにおよび、それまでの自己完結型社会構造が崩れ、各種廃棄物が発生しはじめてきた。また、衛生問題、特にコレラの蔓延が社会問題化した。明治 12 年(1879)、明治 19 年(1886)にはそれぞれ 10 万人を超える死者が発生した。

そこで政府は、明治 11 年(1878)東京府・警視庁に対し「塵芥掃除方法」を講じるなど、ごみ処理に関する指令を次々とし、明治 33 年(1900)には「汚物掃除法」が成立し、この時から清掃事業が自治体の固有義務となり今日まで続いている。法律では「塵芥はなるべく焼却すべし」として、ごみ焼却が中間処理の位置づけを受けた。

同時に上水道、50 年ほど遅れて下水道の普及が感染症患者の数を減らすに大きく役立ったことはいうまでもないが、廃棄物処理の普及も大きな役割を果たしたことは、図 1.1.1<sup>1)2)3)</sup>を見れば明らかである。医療、医薬の進歩もあるが、昭和 30 年代からごみ処理計画人口比が増加するに従い、感染症患者数が劇的に減っているのがわかる。

戦前にも東京市、大阪市などには大規模なバッチ式焼却炉が存在していたが、その数は限られたもので

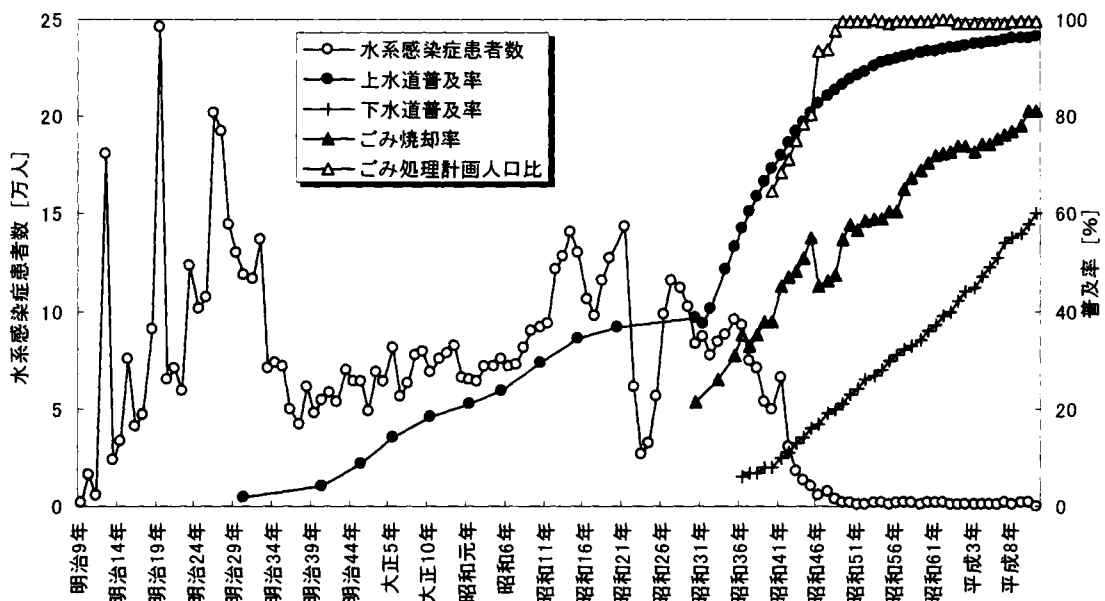


図 1.1.1 廃棄物処理の普及と感染症患者数の減少



あった。戦後の復興時を過ぎ、「もはや戦後ではない」と言われた昭和30年代に入り飛躍的に生活レベルが向上した。同時に廃棄物の量も増加し、埋立地の逼迫と相まって、自治体の廃棄物行政が焼却抜きでは成り立たないことになった。

昭和38年(1963年)から旧厚生省主管で、第一次生活環境施設整備五ヵ年計画が始まると、雨後の筍のごとく焼却炉が建設され、全国3000の自治体に一時は2000箇所以上の焼却炉が存在するという世界にも稀な焼却大国ができ上がったのである。図1.1.2に焼却炉数の変遷を示す<sup>4)</sup>。

焼却には1/10～1/20という大きな減容効果がある。国土の狭いわが国において最終処分場の確保は容易でなく、さらに生ごみ埋立てによる地下水汚染、害虫の発生、鼠族の跋扈という非衛生リスクもある。

また、埋立処分には、嫌気性発酵によるメタンガスや硫化水素の発生による悪臭・火災の発生と、当時は意識されていなかった地球温暖化への寄与という大きなマイナス要因があった。

このように、「衛生」と「減容化」という二つのキーワードから焼却が日本において主流となったことは、欧州において主として熱利用方策として位置づけられてきたことや、米国において埋立地の遠隔化に対するコストダウン策として焼却が採用されたこと、などの動機付けの相違<sup>5)</sup>はあるにしても、自然の成り行きであった。さらにエネルギー利用が注目される現在、焼却は今後も大きな地位を占めることは確かである。

焼却による利得を現在の評価軸で評価すると下記の三点が挙げられる。

- 1) 最終処分場の削減
- 2) エネルギー(特に電力)の回収

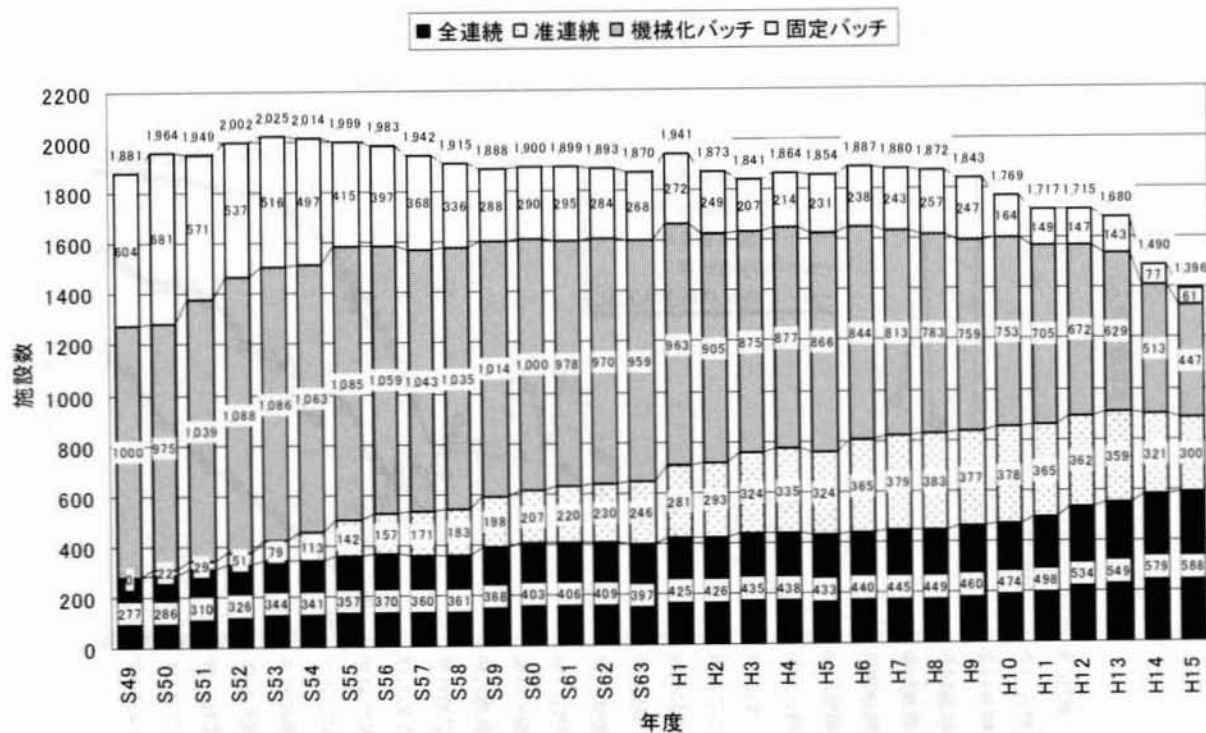


図 1.1.2 ごみ焼却施設数の変遷

### 3) 地球温暖化効果ガスとしてのメタン発生削減

以下にその各項の概略を示す。ただし、ここで論ずる廃棄物とは、いわゆる都市ごみ(一般廃棄物)であり、産業廃棄物は量的計算には含んでいない。

#### 1) 最終処分場の削減

焼却処理による減容化の効果を見るために、高木の纏めた資料<sup>6)</sup>を現在まで延長する。

1965 年以降計画処理量の 69%が直接焼却処理され、約 10%が焼却残渣として埋立てられ、差し引き 59%が焼却により減量されたことになる。焼却による減量は 2003 年までの 38 年間で 9.2 億トンに達した。

この間の総埋立量(直接埋立+焼却残渣+その他の中間処理残渣)は、5.7 億トンであったので、焼却による廃棄物の減量化は、総埋立量の 162%に達する。

次に埋立地の必要整備量への貢献を検討する。生ごみの埋立時の単位体積重量は、高木の資料<sup>6)</sup>に従い、0.8トン/㎡、焼却残渣のそれは 1.0トン/㎡とする。ごみ焼却による最終処分場の節減量は、約 11.5 億 ㎡となり、実際に埋立てられた量(5.7 億㎡)に対し 203%になる。焼却が実施されていなかったとすれば、最終処分場の必要量は、実際の 3.04 倍に達していたことになる。

最近の報告<sup>7)</sup>でもごみ総排出量に対する埋立率は 1970 年代には 40%以上であったものが 2002 年では、リサイクルの増加は考慮に入れねばならないにしても、17.5%と下がっているのは、最終処分場の確保が自治体の大きな負担となっていることを示している。

#### 2) エネルギー(特に電力)の回収

都市ごみの発熱量は、1960 年当時でも 6,000kJ/kg 程度はあり、欧州に倣い早くから発電設備が設けられていた。日本での第一号ごみ発電所は、1963 年に完成した大阪市西淀工場で、2,400kW×2 基の発電出力を有していた。

その後、主として大都市で発電施設が建設されたが、ごみ中の塩素分(主として PVC に由来する)に起因するボイラ過熱器の高温腐食によるプラント稼働率の低下、維持管理費用の増大という負担増に加え、廃棄物処理行政の一環として積極的に発電を行う動機付けが不十分であったため、発電効率は低く(6~9%)設定されていた。

それでも 2002 年度の廃棄物発電施設の合計設備容量は 140 万 kW であり<sup>8)</sup>、稼働率<sup>†</sup>90%、負荷率<sup>††</sup>70%を考慮すると年間 77.3 億 kWh の発電量に相当し、化石燃料を使用する発電事業者の発電量を削減したことになる。温室効果ガス削減量は、292 万トン-CO<sub>2</sub> となり、廃棄物関連分野の総排出量 4,614 万トン-CO<sub>2</sub> の 6.3%の相当にする<sup>9)</sup>。

京都議定書に沿った新エネルギーの導入目標<sup>10)</sup>によると、2010 年には 417 万 kW の廃棄物発電が期待されている。今後の廃棄物処理における焼却の意義はより大きいといえよう。

---

† 稼働率=累積発電時間÷暦時間

†† 負荷率=運転出力÷定格出力

### 3) 地球温暖化効果ガスとしてのメタン発生量の削減

有機物を埋め立てた場合、嫌気性発酵によりメタンガスが発生する。メタンの地球温暖化係数は 21 でその温暖化効果は非常に大きい。近年では準好気性埋め立ても提案されているが、それでも 2002 年の埋め立てによるメタンの発生量は、371 万トン- $\text{CO}_2$ (換算)であり、廃棄物焼却の 1.2 万トン- $\text{CO}_2$ とは比べ物にならない<sup>9)</sup>。

欧州においても焼却による温暖化ガス削減は積極的に導入されつつある。1999 年制定の EU Directive 1999/31/EC が 2005 年には EU 各国で発効し出し、5%以上の有機物を含んだものは埋め立ててはいけなくなった。EU では各国の焼却プラントの整備状況により優先度を決め、政策的に焼却発電プラント (Waste-to-Energy Plant あるいは Energy from Waste Plant と称される)を建設し始めている。

#### 1.1.2 焼却技術の変遷

初期の焼却技術はごみの発熱量との戦いであった。戦後の復興期に各都市でごみ処理が問題となってきた頃の発熱量は、2,500~6,000kJ/kg であり、臭気成分が分解する 750℃を自己の燃焼熱で維持できるか、また焼却灰の中にいかに未燃分を残さず燃焼させるか(1960 年代は灰の熱灼減量は 10%以下が目標値であった)、の 2 点が大きな技術的課題であった。ごみ質の変遷を図 1.1.3<sup>11)</sup>に示す。

焼却炉は基本的に「乾燥」「燃焼」「後燃焼」という 3 つの機能部分に別れている。

乾燥帯においては、炉内の輻射熱を受けて表面が乾燥し始めると同時に、ごみ下層から高温空気(紙などの着火温度である 200℃程度)で通気することにより、内部の乾燥を促す。一部の燃えやすい物質に着火しその燃焼熱で周囲のごみをさらに乾燥する。

燃焼帯においては、乾燥帯で着火したごみの周辺から揮発分がガス化し、旺盛な炎燃焼が継続する。燃焼帯終端では炎燃焼は終わり、固定炭素分を多く含む灼熱したごみ層に変化する。

後燃焼帯では、十分な層厚と時間をかけて上記の灼熱層を完全燃焼させ、灰中の熱灼減量を一定値(初期の炉では 10%、現代の炉では 1~2%程度)以下とする。

典型的なストーカ炉の燃焼概念図を図 1.1.4<sup>12)</sup>に示す。1970 年代後半から次第に使用されだした流動床炉は、この 3 プロセスを流動している砂中で行っているもので、基本的な燃焼原理は同じである。

ダイオキシン類、一酸化炭素( $\text{CO}$ )を含む未燃ガス(還元性ガス)は乾燥帯および燃焼帯の初期部分で発生し、旺盛な燃焼帯からは窒素酸化物( $\text{NO}_x$ )が発生する。

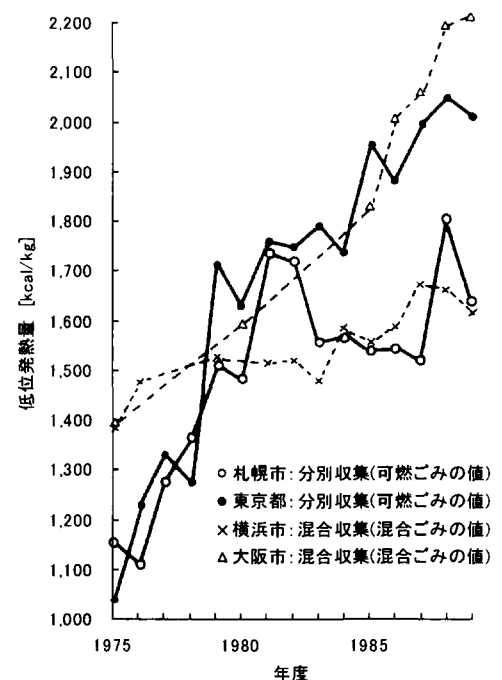


図 1.1.3 ごみ質の変遷

初期の炉では、ごみの発熱量が低いゆえに上記 3 段階をいかに機能的に行わせるかが課題であり、図 1.1.5<sup>13)</sup>に示すように乾燥段から燃焼段への大きな落差を設けたり、循環軌道式の燃焼火格子に「かきならし装置」を設けるなど当時の苦勞が偲ばれる。

1970 年代も後半に入ると大量消費時代に突入し、組成、発熱量が変化したり、新たな有害ガス問題が発生し、燃焼技術もその対策に追われた(表 1.1.1)。

現在では、表 1.1.1 の全ての要求に応える次世代型ストーカ炉が各メーカーで開発され、一時的にもはやされかけたガス化溶融炉に取って代わろうとしている。図 1.1.6 にその代表例を示す<sup>14)</sup>。

### 1.1.3 排ガス処理技術の変遷

ごみの燃焼に伴い発生する有害物質は、1)ばいじん、2)塩化水素(HCl)・硫黄酸化物(SOx)などの酸性ガス、3)窒素酸化物(NOx)、4)水銀・鉛などの重金属類、5)ダイオキシン類などである。表 1.1.2<sup>15)</sup>に 1960 年代以降の排ガス処理の動きと背景を示す。

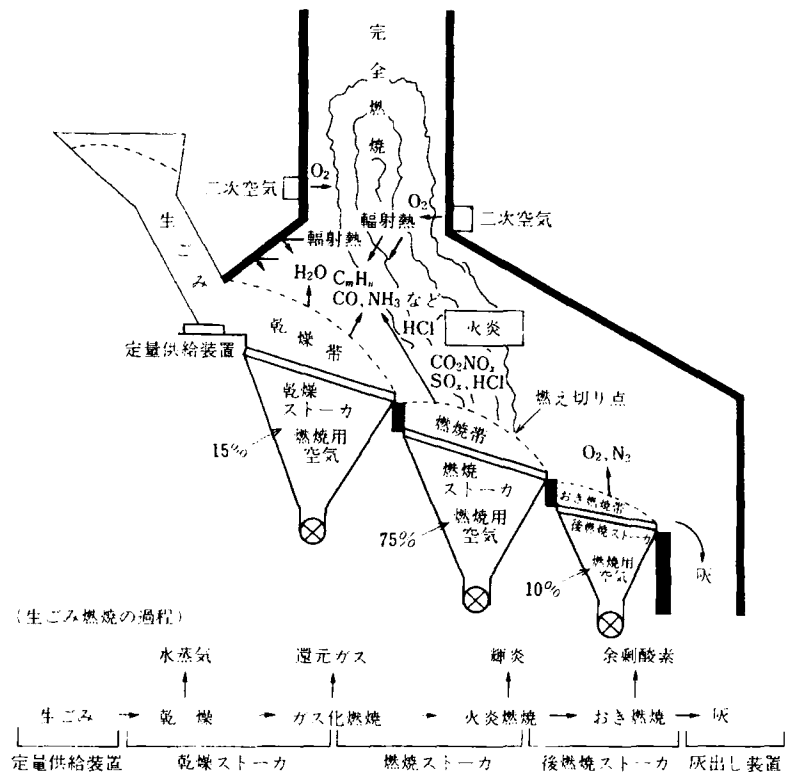


図 1.1.4 ストーカ炉の燃焼概念図

#### 1) ばいじん

ばいじんの排出濃度規制は 1962 年から行われ、当時の規制値は  $0.7\text{g}/\text{m}^3_{\text{N}}$  であった。処理装置には一部では洗煙シャワー、主としてマルチサイクロンが多用されたが、1963 年に竣工した大阪市住吉工場のように、マルチサイクロンと電気集じん装置(以下、EP と表記)の組み合わせを採用した先進事例<sup>13)</sup>も見られた。

時代が進むに従い規制値も、 $0.04\text{g}/\text{m}^3_{\text{N}}$  まで厳しくなったが、EP で

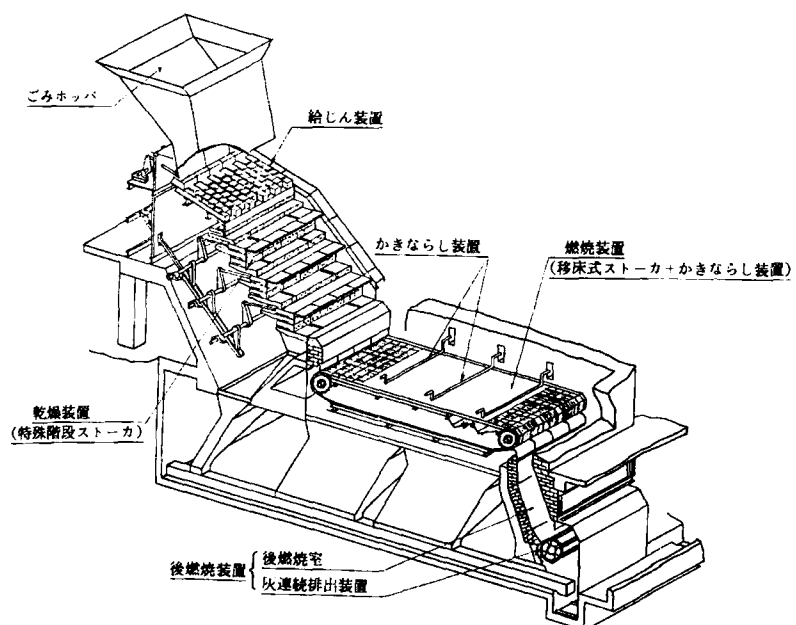


図 1.1.5 初期のストーカ式燃焼装置



表 1.1.1 燃焼技術に関連する事象とその対応

No.	事象	燃焼技術の対応
1	高発熱量化	耐熱性強化、クリンカ防止
2	窒素酸化物(NO <sub>x</sub> )抑制	還元二段燃焼、無触媒脱硝、安定燃焼(自動化)
3	破碎ごみの混入	燃焼室水管保護、クリンカ防止
4	ダイオキシン問題	温度、滞留時間、炉内攪拌、安定燃焼
5	ボイラ効率向上	低空気比燃焼、酸素富化燃焼

表 1.1.2 排ガス処理の動きと背景

年月	排ガス処理設備	備考
1962.6		ばい煙規制法制定(ばいじん、SO <sub>x</sub> [濃度規制])
1963.1	機械式連続炉に対しマルチサイクロン、電気集じん器、湿式集じん器が適用	日本最初の機械式連続焼却炉(150トン/24h×3炉)完成
1968.6		大気汚染防止法制定(ばいじん、SO <sub>x</sub> [K値規制])
1969		スウェーデンで乾式法の開発
1970.4	湿式排ガス洗浄の適用	大阪府公害防止条例規制(HCl規制の始まり)
1971.6		大気汚染防止法改正(カドミウム、HClなど追加)
1973.6		大気汚染防止法改正(NO <sub>x</sub> 追加)
1977	乾式法の開発適用	廃棄物焼却炉への大気汚染防止法の適用
1978	半乾式法の導入適用	
1979	無触媒脱硝法の開発適用	
1983	排ガス再循環脱硝法の開発	
1984	廃棄物焼却炉へのろ過式集じん器の適用	
1987	触媒脱硝装置の開発適用	
1990	天然ガス吹込 NO <sub>x</sub> 低減法の開発	ダイオキシン類発生防止等ガイドライン(旧ガイドライン)
		ダイオキシン類発生防止等ガイドライン(新ガイドライン)
1997		大気汚染防止法改正(ダイオキシン類追加)
		廃棄物処理法改正(恒久的なダイオキシン対策)
2000		ダイオキシン類特別措置法制定
		大気汚染防止法改正(ダイオキシン類削除)

はサブミクロン粒子が除去できないことや他のガス状有害物質に対応が難しいことに加え、1983 年以降ダイオキシン類が問題化したことから EP の新規採用はなくなり、ろ過式集じん器(バグフィルタ)に主役が取って代わられた(バグフィルタでは、0.1 μm 程度の微粒子を捕捉できる)。

バグフィルタは 1960 年代初期のプラントで使用されたこともあったが、ろ布の材質が未発達であったことから、焼損事故が相次ぎすぐに使用されなくなった。1980 年代に入るとガラス繊維やテフロン繊維ろ布が登場し、耐熱性、耐久性の上からも実用化されだした。さらに、消石灰をコーティングすることで酸性ガスを同時に除去する技術も開発され、ダイオキシン問題が発生してからは救世主的存在となった。

## 2) 酸性ガス

硫黄酸化物(SO<sub>x</sub>)規制は 1968 年よりそれまで行われていた濃度規制から、K 値による着地濃度規制に変わった。無処理状態での排出濃度は、50～150ppm 程度であり通常は 40m 程度以上の煙突高度を持っていれば十分クリアできた。

塩化水素(HCl)規制は 1977 年から始まり、700mg/m<sup>3</sup><sub>N</sub>(約 430ppm)(O<sub>2</sub>12%換算)という比較的緩い規制値

であったため、炉内への炭酸カルシウム吹き込みやEP前の煙道への消石灰吹き込みなどで対処する自治体が多かった。

政令指定都市規模の大都市では  $\text{SO}_x$ 、 $\text{HCl}$  とも上乘せ基準を設定している場合が多く、この場合は湿式洗浄装置が使用された。

### 3) 窒素酸化物( $\text{NO}_x$ )

$\text{HCl}$  と同じく 1977 年に規制が始まったが、規制値が  $250\text{ppm}(\text{O}_2 12\% \text{換算})$  という緩いものであった。通常のプラントでは無処理で  $100\sim 150\text{ppm}$  程度であり、特別な処理を必要としない場合もあった。

上乘せ規制値が課せられた場合は、炉内の  $900^\circ\text{C}$  ゾーンにアンモニアあるいは尿素水を吹き込む無触媒脱硝(NSCR)が使われた。また、燃焼帯初段で発生する還元性ガスによる自己脱硝を行う、還元二段燃焼も一部使われたが、脱硝後の還元ガスの完全燃焼が達成できない時は、ボイラ水管を腐食したり、ダイオキシン類発生の原因となることから現在は使用されなくなった。

触媒脱硝は、低温活性度が比較的高い触媒製品が開発された 1980 年代から使用され出し、総量規制のかかった大都市のプラントにはおおむね設置されている。近年ダイオキシン類の分解にも効果のあることが確認されている。

### 4) 重金属類

水銀以外の鉛等の重金属類およびその化合物は排ガス処理過程での温度域( $150\sim 200^\circ\text{C}$ )では固体粒子であるため、ばいじんとして除去される。

水銀は、ごみ中の乾電池、蛍光灯などに起因する。近年では、分別回収の徹底と乾電池中の水銀濃度の低下のため排ガス中の濃度は  $0.05\text{mg}/\text{m}^3_{\text{N}}$  以下となっている。水銀は、金属水銀、酸化水銀( $\text{HgO}$ )、塩化第二水銀( $\text{HgCl}_2$ )の形態でガス中に存在し、ばいじんに付着した状態で、集じん過程で  $60\sim 70\%$  が除去される。

排ガス処理の低温化、活性炭等吸着剤吹き込みで  $99\%$  以上の除去効率も確認されている。

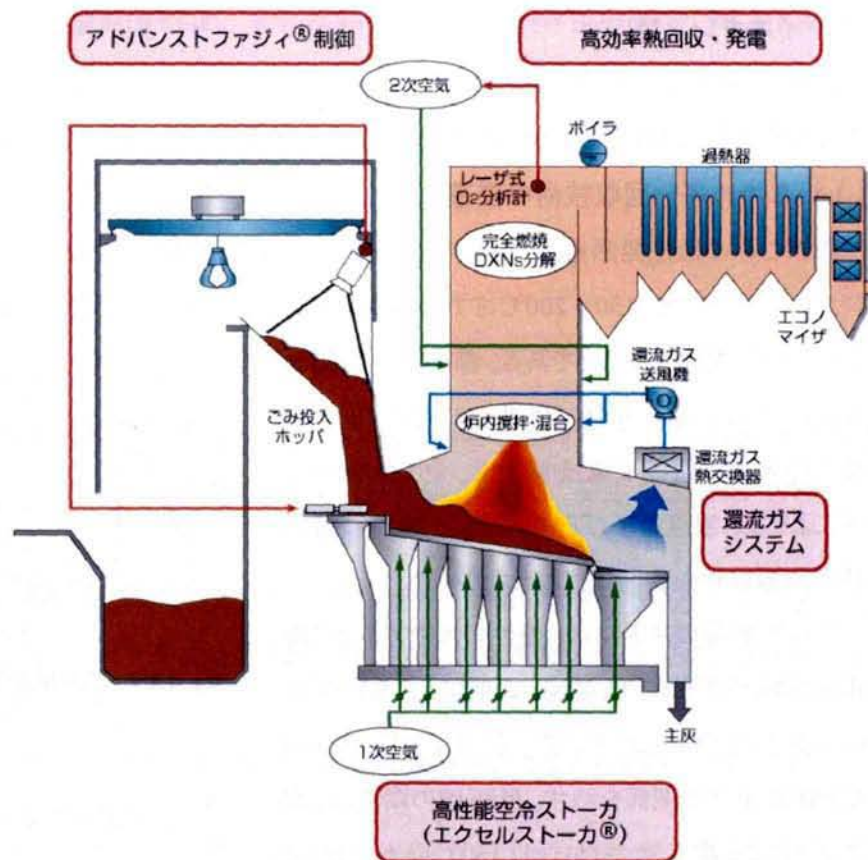


図 1.1.6 次世代ストーカ炉の代表例

## 5) ダイオキシン類

1983 年秋の新聞報道でセンセーショナルな登場をしたが、その後の調査、技術開発と規制強化により現在の新炉では  $0.1\text{ng-TEQ}/\text{m}^3_{\text{N}}$  をはるかに下回った運転が行われている。その経過は次節にて詳述する。

### 1.1.4 エネルギー回収技術の変遷

都市ごみの低位発熱量は、 $6,000\sim 12,000\text{kJ/kg}$  あり、燃焼すると排ガスは  $900\sim 1200^\circ\text{C}$  の高温となる。煙突からの排出温度  $150\sim 200^\circ\text{C}$  までの熱落差を有効に利用する手段は、廃熱回収ボイラを設置し蒸気の形態で回収し発電することである。都市ごみ焼却が盛んになった 1960 年代では唯一の例外(1965 年竣工の大阪市西淀工場)を除いて、全て水噴射冷却によりガス温度を下げる方式で、小規模な温水熱交換器以外の装備は行われなかった。

ごみ燃焼排ガス中には、酸性ガスやアルカリ鉄硫酸塩類が含まれ、低温域、高温域とも強い腐食性があることが知られていた。図 1.1.7<sup>16)</sup> にガス温度と腐食速度の関係を示す。低温域の腐食は、酸性ガスによる露点で、おおむね  $150^\circ\text{C}$  以下で起こる。これはボイラ出口に節炭器や空気予熱器を設けてボイラ吸収熱量を増やす設計の阻害要因となる。

高温域の腐食は、塩化水素とアルカリ鉄硫酸塩の生成・分解によるもので、約  $320^\circ\text{C}$  以上から始まる。これは高压設計のボイラ水管壁と高温設計の過熱器が腐食する原因となる。

さらに、炉内に存在する還元性ガスによる還元炎腐食も経験されていた。

こうした腐食要因のため、1970 年代のボイラは、 $2\text{MPa}$ 、 $240^\circ\text{C}$  という蒸気条件で所内動力を賄うだけの出力で設計されたが、1973 年に始まる 2 回のオイルショックを経て、ごみの持つエネルギーが「未利用エネルギー」として見直されることになった。それまで余剰電力の逆送電には難色を示していた電力会社が電力購入メニューを整備したことにより積極的に発電する自治体が増えだした。蒸気条件も、

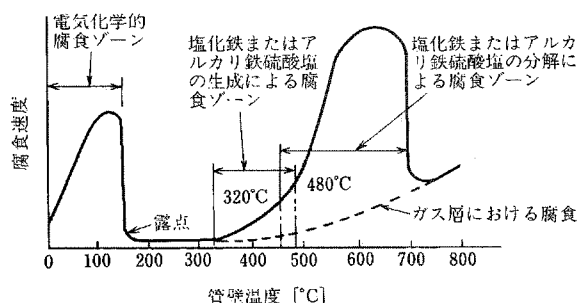


図 1.1.7 ごみ焼却炉における温度と腐食の関係

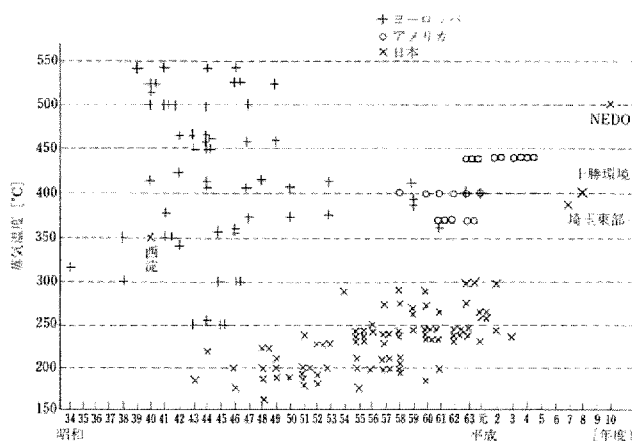


図 1.1.8 ごみ焼却炉の発電ボイラ蒸気温度の推移

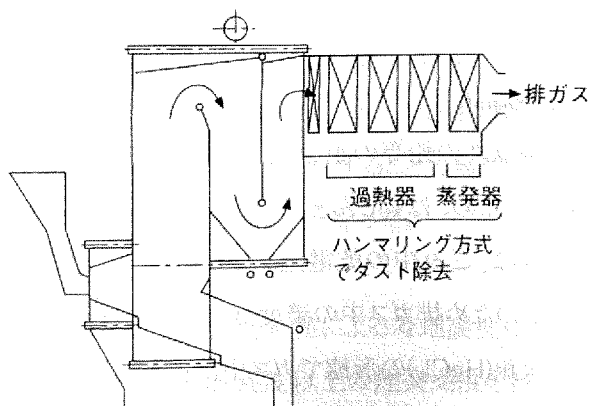


図 1.1.9 テールエンド型ボイラー

3MPa,350℃から 4MPa,400℃へと実績が加えられ、発電効率は 20%程度が普通となった。図 1.1.8<sup>17)</sup>には蒸気温度の変遷を示す。

ボイラ構造としては、ダスト堆積が少なく、かつ過熱器をボイラの任意の場所に入れることができる、テールエンド形が多く採用されるようになった(図 1.1.9<sup>18)</sup>)。

## 1.2 ダイオキシン問題の発生<sup>19/20)</sup>

### 1.2.1 問題の経過

ダイオキシン類の環境に及ぼす影響は、1970 年代の化学工場の爆発事故(セベソ)や廃棄物の散布事故(ラブキャナル、タイムズビーチ)などで知られていたが、廃棄物の焼却に起因して発生することは 1970 年代後半まで知られていなかった。

1977 年に Olie, Hutzinger らが都市ごみ焼却飛灰の中にダイオキシン類が含まれていることを発表し<sup>21)</sup>、1979 年には京都市のごみ焼却飛灰がカナダで分析され、ダイオキシン類が含まれていることが日本でも報告された<sup>22)</sup>が、各界での関心は低かった。

1983 年愛媛大学・立川教授のグループがマスコミに、ごみ焼却飛灰中に 2,3,7,8- $T_4$ CDD が含まれていることを発表する<sup>23)</sup>におよび、にわかに関心が高まった。

### 1.2.2 技術開発と規制強化

翌年、厚生省は「廃棄物処理に係わるダイオキシン等専門家会議」で当面の安全宣言を出し一時的には沈静化したが、1985 年のスウェーデンのモラトリウム、排出規制値制定( $0.1\text{ng-TEQ}/\text{m}^3_N$ )などの国際的な動きや日本国内の報道にも押される形で、1990 年の「ダイオキシン類発生防止等ガイドライン」(旧ガイドライン)<sup>24)</sup>の通達に始まり、1997 年の「ごみ処理に係るダイオキシン類発生防止等ガイドライン」(新ガイドライン)<sup>25)</sup>通達、1998 年の大気汚染防止法改正に至る規制強化が進んだ。

筆者らは、1984 年よりダイオキシン類削減のための下記 of 技術開発を行い、最終的な規制濃度である  $0.1\text{ng-TEQ}/\text{m}^3_N$  を完全に担保しうる技術を確立した。

- 焼却温度、集じん装置通過温度、CO、HCl濃度とダイオキシン類発生の関係調査と最適燃焼条件の確認
- 間欠運転炉における起動・停止時のダイオキシン類抑制策
- ろ過式集じん装置によるダイオキシン類排出削減の実証
- ろ過式集じん装置における活性炭吹き込みの効果の確認
- 燃焼改善によるダイオキシン類発生抑制の実証

### 1.2.3 ダイオキシン対策の効果

新ガイドラインにおいて一般廃棄物焼却施設からのダイオキシン類排出インベントリの将来予測値が提示されている。図 1.2.1 に新ガイドライン将来予測値と実績値<sup>26)</sup>を示す。新ガイドライン通達の 5 年後にあたる



平成 14 年には実績値が予測値を下回っており、予測を上回るダイオキシン類削減効果が得られている。

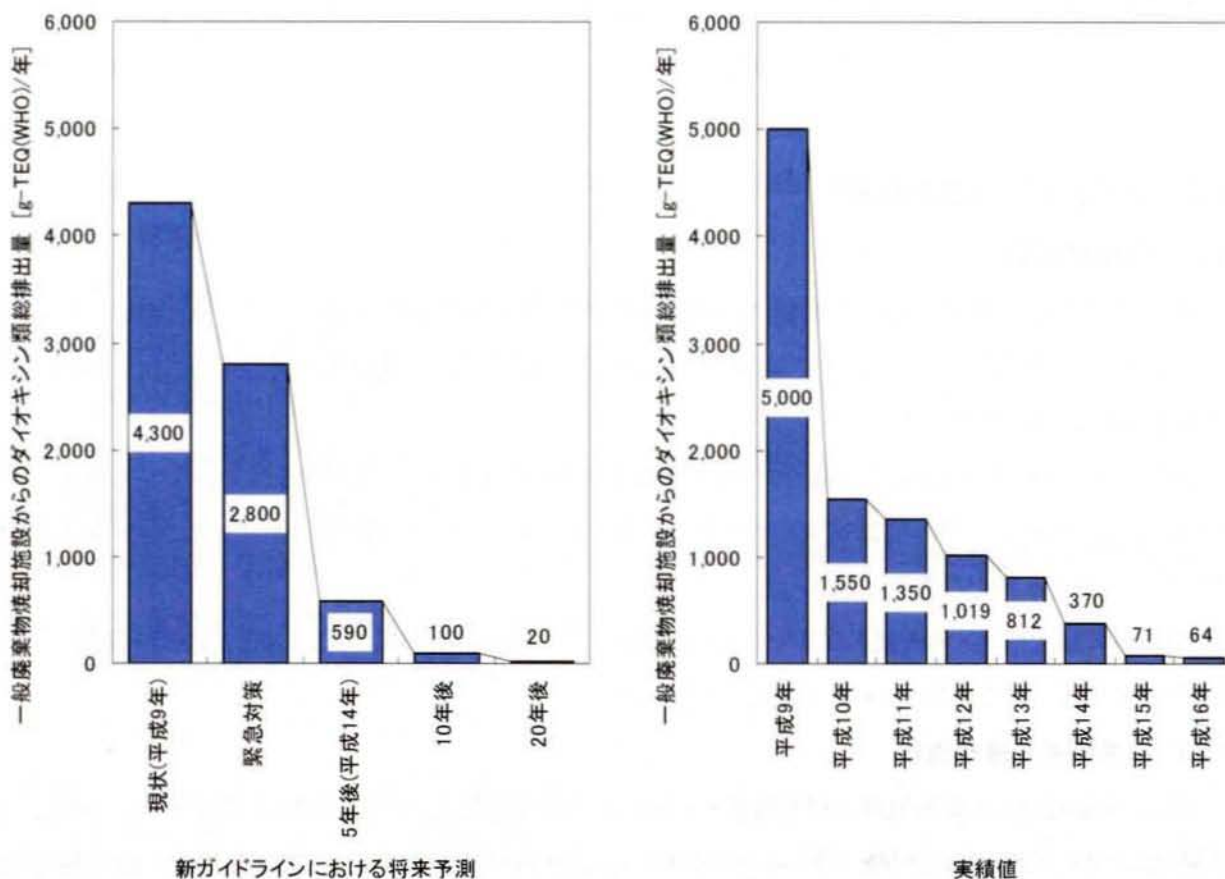


図 1.2.1 一般廃棄物焼却施設からのダイオキシン類排出インベントリ(予測値と実績値)

### 1.3 処理システムの多様化

#### 1.3.1 循環型社会形成と焼却代替システムの要求

技術の上では、ダイオキシン類の排出濃度は問題なしとされるレベルに下がったが、国民の間には根強い焼却不信感があり、焼却に依らない廃棄物処理システムの登場が期待された。

また一方では、循環型社会を志向して、3R(Reduce, Reuse, Recycle)の推進が官民を挙げて取り組まれ始めた。

この動きに応えるシステムとして想定されたのは、

- 有価物の徹底的リサイクル
- 有機ごみ(食品残渣などの生分解性有機物質)の別途処理(堆肥化、メタン発酵)

であり、前者に対しては「循環型社会形成推進基本法」「容器包装リサイクル法」などにより、ビン、缶、古紙、プラスチック(PET、その他プラスチック)が焼却ルートから外れることとなった。

台所ごみ、食品残渣などの有機廃棄物は多量の水分を有するが故に焼却には適さないため、一部ではコンポスト化もメニューに上がったが、原料に含まれる不純物による重金属類の濃縮と汚染拡散や、生産と消費(施肥時期)のミスマッチの問題から解決策にはなり得なかった。

そこで登場するのが、バイオガス化(メタン発酵)である。欧州では1980年代から廃棄物(畜糞)の処理手段として使われていた技術ではあったが、1990年代初期には他の有機ごみとの混合や発酵温度の高温化、乾式法の開発などの技術開発が進んでいた。

1990年代半ばから筆者らが牽引役となり、上記の新しいバイオガスシステムの国内への導入を進めた結果、現在(2006年)では先進的な廃棄物処理メニューと位置づけされている。

### 1.3.2 リサイクルによるごみ組成の変化

容器包装リサイクル法が平成9年4月に本格施行され、これまで焼却処理あるいは埋立処分されてきた容器包装材を分別収集し、リサイクルを推進する動きが全国の自治体で活発化している。このことは焼却ごみおよび埋立ごみの減量化に結びつくだけでなく、各対象ごみの性状も変化させるものと考えられる。酒井らは容器包装プラスチックの分別収集による大阪市のごみ質の変化を予測し、低位発熱量が最大10%低下すると報告している<sup>27)</sup>。一方、バイオガス化(メタン発酵)を中心とした有機ごみの別途処理が推進されると、焼却ごみの減量化が進むとともに、多量の水分を含む有機ごみが焼却対象から外れることにより焼却ごみの発熱量は上昇すると考えられ、容器包装リサイクル法により低下した発熱量がある程度回復することが期待できる。このようにリサイクルの推進により焼却ごみ組成が変化し、焼却処理に影響を与えることが予測される。

## 1.4 本研究の目的

1980年代に日本でごみ焼却施設からのダイオキシン排出が問題となって以来、筆者らはダイオキシン類の排出抑制を目的としてさまざまな削減技術を開発してきた。その成果は旧ガイドラインの改正版である1997年通達の新ガイドラインで示された抑制対策技術に関して基礎的知見および実証による確証を与えたものといえ、当時以降のダイオキシン類のさらなる排出抑制に少なからず貢献したものと考えられる。それらの削減技術開発およびその評価を、本研究の目的のひとつとして位置づける。

また、循環型社会の形成を目指して各種リサイクル関連法が施行され、廃棄物中の有価物のリサイクルが推進され、ごみの一部が有価物として焼却ルートから外れつつある。一方、ダイオキシン類問題に端を発したごみ焼却に対する国民の不信感を背景に焼却以外の処理が求められており、その手法のひとつとして有機ごみのバイオガス化(メタン発酵)処理が注目を集めている。従来のごみ焼却処理に有機ごみのバイオガス化や有価物の再資源化といった手法を組み合わせ、その効果を定量的に明らかにすることを、本研究のもうひとつの目的とする。

## 1.5 本論文の構成

本章では我が国における廃棄物処理の歴史、焼却処理の位置づけ、ごみ焼却におけるダイオキシン問題、近年または将来の社会情勢の変化とごみ処理システムの多様化について述べ、本研究の目的を明らかにした。以下に本論文の構成の概略を述べる。

第2章ではごみ焼却施設からのダイオキシン類の排出抑制を目的として筆者らが開発した削減技術について述べる。また旧ガイドラインに適合した施設におけるダイオキシン類の挙動について調査した結果について述べる。

第3章では第2章で紹介したダイオキシン類削減技術を取り入れ、新ガイドラインに準拠した焼却施設への建て替えによるダイオキシン類排出量の低減効果と、それによる周辺環境への中長期的影響を明らかにした研究について述べる。

第4章では間欠運転炉および全連続運転炉それぞれについて起動・定常運転・停止時のダイオキシン類排出特性を調査し、起動および停止時の排出削減技術を開発しその成果を評価した研究について述べる。

第5章では、容器包装リサイクル法の施行により混合収集から分別収集に移行した自治体においてごみ焼却施設でのごみ質、特に発熱量の変化について調査した内容について述べる。また容器包装リサイクル法に基づく容器包装廃棄物の分別収集・資源化によるごみ性状の変化を背景とし、従来の焼却処理に加えて容器包装廃棄物の資源化处理、有機ごみのバイオガス化(メタン発酵)処理を組み合わせたごみ中間処理システムについてLCA的手法を用いてコスト、エネルギー消費量、CO<sub>2</sub>排出量、ダイオキシン類排出量などを指標に評価した研究について述べる。

第6章では、本研究結果を総括する。

## 第1章参考文献

- 1) 溝入茂 : ごみの百年史、処理技術の移り変わり、学芸書林 (1987)
- 2) 田口勝久、田口眞 : 公衆衛生における下水道の重要性、下水道協会誌、Vol.32, No.387, pp.4-7 (1997)
- 3) 福永勲 : ごみ焼却の公衆衛生に果たしてきた役割、環境技術、Vol.27, No.3, pp.170-174 (1998)
- 4) 総務省統計局ホームページ : 日本の長期統計系列 第30章 環境 30-12 ごみ焼却施設の整備状況の推移(昭和50年度～平成12年度)、<http://www.stat.go.jp/data/chouki/zuhyou/30-12.xls>
- 5) 武田信生 : 特集にあたって、環境技術、Vol.27, No.3, pp.169 (1998)
- 6) 高木泰 : ごみ焼却処理による減量化の効果、環境技術、Vol.27, No.3, pp.175-180 (1998)
- 7) 庄司元 : 三位一体改革と廃棄物処理施設整備、廃棄物学会誌、Vol.16, No.6, pp.9-15 (2006)
- 8) 資源エネルギー庁 : 新エネルギーの導入拡大について、平成16年3月 (2004)
- 9) 日本環境衛生施設工業会 : 廃棄物処理における温暖化対策ハンドブック (2005)
- 10) 経済産業省ほか : 地球温暖化対策推進大綱、平成14年3月 (2002)
- 11) 志垣正信 : 廃棄物の焼却技術 改訂3版、pp.24、オーム社 (2000)
- 12) 志垣正信 : 廃棄物の焼却技術 改訂3版、pp.30、オーム社 (2000)
- 13) 岩崎恢己 : ごみ焼却ストーカの変遷、タクマ技報、Vol.1, No.1 (1993)
- 14) (株)タクマカタログ「マスバーンルネッサンス」より
- 15) タクマ環境技術研究会編 : ごみ焼却技術絵とき基本用語、pp.203、オーム社 (2003)

- 16) K.Fässler, H.Leib, H.Spähn : Korrosionen an Müllverbrennungs kesseln, MITTELUNGEN DER VGB 48 Heft April (1968)
- 17) 志垣正信 : 廃棄物の焼却技術 改訂 3 版、pp.66、オーム社 (2000)
- 18) タクマ環境技術研究会編 : ごみ焼却技術絵とき基本用語、pp.197、オーム社 (2003)
- 19) 平岡正勝、岡島重伸編著 : 廃棄物処理におけるダイオキシン類削減対策の手引き、環境新聞社 (1998)
- 20) タクマ環境技術研究会編 : 大気汚染防止技術絵とき基本用語、オーム社、平成 12 年 (2000)
- 21) K. Olie, P. L. Vermeulen and O. Hutzinger : Chlorodibenzo-p-dioxins and chlorodibenzofurans are trace components of fly ash and flue gas of some municipal incinerators in The Netherlands, Chemosphere, Vol6, Issue8, pp.455-459 (1977)
- 22) Eiceman G.A., Clement R.E., Karasek F.W. : Analysis of fly ash from municipal incinerators for trace organic compounds, Analytical Chemistry, Vol.51, pp.2343-2350 (1979)
- 23) 朝日新聞朝刊 : 1983 年 10 月 19 日
- 24) 厚生省 : ダイオキシン類発生防止等ガイドライン (1990)
- 25) 厚生省 : ごみ処理に係るダイオキシン類発生防止等ガイドライン (1997)
- 26) 環境省 : ダイオキシン類の排出量の目録(排出インベントリー)、平成 17 年 11 月 25 日報道発表資料
- 27) 酒井護、西谷隆司、山本攻、鶴保謙四郎 : 容器包装プラスチック区分の分別収集による大阪市のごみ質の変化予測、第 15 回廃棄物学会研究発表会講演論文集、pp.26-28 (2004)



## 第2章 廃棄物処理におけるダイオキシン類抑制技術の開発

### 2.1 はじめに

ダイオキシンと呼ばれる物質は、図 2.1.1 に示す構造を持つ、ポリ塩化ジベンゾパラダイオキシン (polychlorinated dibenzo-p-dioxins) のことで、PCDDs と略記される。塩素の置換数・位置により 75 種の異性体を持つ。

よく似た平面構造で、135 種の異性体を持つ、ポリ塩化ジベンゾフラン (polychlorinated dibenzo-furans、PCDFs) を併せて「ダイオキシン類」と呼ぶ。

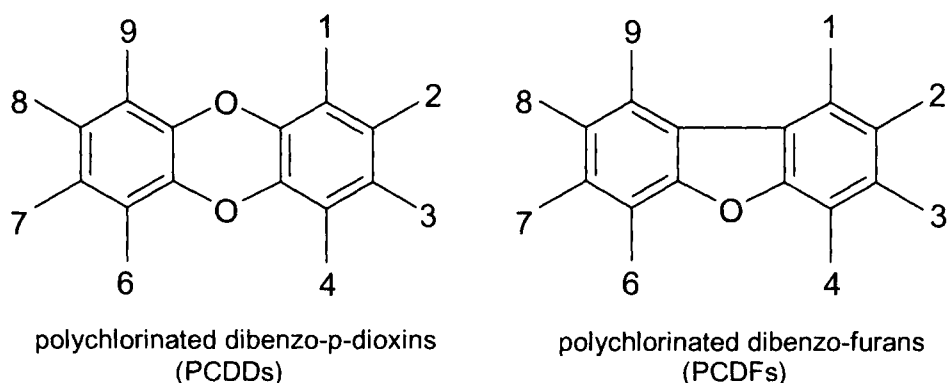


図 2.1.1 ダイオキシン類の構造

ダイオキシン類の毒性値は異性体ごとに異なり、2,3,7,8-T4CDD の毒性値を1とした時の他の異性体の毒性値 (毒性等価係数、TEF、Toxicity Equivalency Factor) を加重平均したものを毒性等量 (TEQ、Toxic Equivalents) という。

TEF は、1988 年以前は「Nordic」、「Eadon」、1988 年には「International」が提唱されたが、1997 年以降は WHO-TEF が統一的に使用され、本論文でもおおむね年代に応じた TEF を使用している。表 2.1.1 に WHO-TEF、International-TEF、Eadon-TEF を示す。

両者のほかに類似した平面構造を持ち、ダイオキシン類と同様な毒性を示すポリ塩化ビフェニール (polychlorinated biphenyl、PCB) にも、1997 年に WHO が TEF を定めた。わが国では、1998 年の「ダイオキシン類対策特別措置法」で、PCB のうち平面構造を持つコプラナーPCB を含めて「ダイオキシン類」と表記することとしている。コプラナーPCB はダイオキシン様 PCB (Dioxin Like PCB) としたほうが適切であるという意見が近年国際的に優勢になっており、平成 17 年 6 月改定の JIS において従来のコプラナーPCB をダイオキシン様 PCB と呼ぶこととなった。本論文においてもこれ以降ダイオキシン様 PCB (DL-PCBs) と表記する。

ダイオキシンは、1872 年にドイツの化学者によりはじめて人工的に合成されたといわれるが、商用目的で意図的に合成されたことはない。超微量物質の分析技術の進歩により 1967 年には、過去のニワトリの大量死事故の原因物質として、その構造が確定された。1960 年代にベトナムに散布された枯葉剤 (2,4,5-T や 2,4-D) の不純物として含まれていたダイオキシン類による奇形の発生は現在までその影響を引きずってい

る<sup>1)</sup>。

1968 年には、米ぬか油中に PCB が混入することによる「カネミ油症」事件が発生し、さらに 1979 年には台湾でも同様の事件が発生した。米ぬか油中に不純物として含まれた PCB が変性して生成した PCDFs が被害を大きくした原因であることは後日判明した。

1970～1980 年代には世界各地で、化学工場での事故(セブソ)や廃棄物の散布事故(ラブキャナル、タイムズビーチ)などが報じられた。

廃棄物処理におけるダイオキシン類問題について第 1 章では問題の発生および経緯に触れ、規制強化と併行して行われてきた技術開発などについて整理した。廃棄物処理に関わるダイオキシン類の発生機構および抑制方法については本研究以前にも国内外で検討されており、廃棄物の燃焼度合いがダイオキシン

表 2.1.1 ダイオキシン類の毒性等価係数

		異性体 (塩素置換位置)	WHO-TEF (1998)	International TEF(1988)	Eadon-TEF (1985)
PCDDs	T4CDD	2,3,7,8-	1	1	1
	P5CDD	1,2,3,7,8-	1	0.5	1
	H6CDD	1,2,3,4,7,8-	0.1	0.1	0.033
		1,2,3,6,7,8-	0.1	0.1	0.033
		1,2,3,7,8,9-	0.1	0.1	0.033
	H7CDD	1,2,3,4,6,7,8-	0.01	0.01	0
	O8CDD	1,2,3,4,6,7,8,9-	0.0001	0.001	0
PCDFs	T4CDF	2,3,7,8-	0.1	0.1	0.33
	P5CDF	1,2,3,7,8-	0.05	0.05	0.33
		2,3,4,7,8-	0.5	0.5	0.33
		1,2,3,4,7,8-	0.1	0.1	0.011
	H6CDF	1,2,3,6,7,8-	0.1	0.1	0.011
		1,2,3,7,8,9-	0.1	0.1	0.011
		2,3,4,6,7,8-	0.1	0.1	0.011
	H7CDF	1,2,3,4,6,7,8-	0.01	0.01	0
		1,2,3,4,7,8,9-	0.01	0.01	0
	O8CDF	1,2,3,4,6,7,8,9-	0.0001	0.001	0
DL-PCBs	non-ortho	3,4,4',5'-	0.0001	—	—
		3,3',4,4'-	0.0001	—	—
		3,3',4,4',5'-	0.1	—	—
		3,3',4,4',5,5'-	0.01	—	—
	mono-ortho	2',3,4,4',5'-	0.0001	—	—
		2,3',4,4',5'-	0.0001	—	—
		2,3,3',4,4'-	0.0001	—	—
		2,3,4,4',5'-	0.0005	—	—
		2,3',4,4',5,5'-	0.00001	—	—
		2,3,3',4,4',5'-	0.0005	—	—
		2,3,3',4,4',5'-	0.0005	—	—
		2,3,3',4,4',5'-	0.0005	—	—
		2,3,3',4,4',5,5'-	0.0001	—	—

類の発生要因として最も大きいこと<sup>23)</sup>、燃焼ガス冷却過程の排ガス温度 300℃前後でダイオキシン類の二次生成が起こること<sup>45)</sup>、燃焼排ガス中の塩化水素(HCl)濃度がダイオキシン類の生成に影響があること<sup>67)</sup>を示唆する知見が得られていた。こういった知見に基づき国内においては 1990 年 12 月に旧厚生省より「ダイオキシン類発生防止等ガイドライン」(旧ガイドライン)<sup>8)</sup>が通達され、廃棄物処理に伴うダイオキシン類の排出抑制対策が本格的に開始された。

本章で述べる研究は旧ガイドライン通達前後の時期以降において実施したものであり、旧ガイドラインの改正版である 1997 年通達の「ごみ処理に係るダイオキシン類発生防止等ガイドライン」(新ガイドライン)<sup>9)</sup>で示された抑制対策技術に関して基礎的知見および実証による確証を与えたものといえ、当時以降のダイオキシン類のさらなる排出抑制に少なからず貢献したものと考えられる。

本章の調査研究の具体的な内容は次のとおりである。

まず、ダイオキシン類の発生抑制に不可欠といえる燃焼制御に関わる技術開発について述べる。廃棄物

の燃焼過程における未燃ガスの低減、いわゆる燃焼改善によるダイオキシン類の発生抑制を確認した研究<sup>10)11)</sup>である。また排ガス中 HCl 濃度および集じん器入口ガス温度をパラメータとしてダイオキシン類低減のための最適条件を探った調査も併せて行っており、その結果についても触れる。

次に、排ガス処理過程におけるダイオキシン類の低減に効果的であると当時考えられていたろ過式集じん器(以下、BF と表記)を用いた乾式排ガス処理技術の開発について述べる。ひとつは EP を備えた実施設からの排ガスを用いて乾式排ガス処理の効果を種々の運転条件下で比較、確認した研究<sup>12)</sup>である。もうひとつは、排ガス中への活性炭の噴霧によるダイオキシン類の吸着除去性能を確認するため、複数の実施設を対象に行ったもの<sup>13)14)15)</sup>である。排ガス中水銀の除去性能についても確認しており、併せて述べる。

最後に、ダイオキシン類抑制技術を総合的に実プラントへ適用し、削減効果を検証した調査研究について述べる。ひとつは、燃焼改善および集じん排ガス温度低温化のほか自動燃焼制御なども適用したもので各抑制技術の効果を系統立てて整理した<sup>16)17)</sup>。ダイオキシン類低減効果の把握だけでなく排ガス中 CO 濃度および蒸発量の変動解析も行い、燃焼改善の度合いを定量化した。もうひとつは、旧ガイドラインで定められた技術を適用した複数の施設における調査<sup>18)19)20)</sup>であり、ガス冷却過程および排ガス処理過程におけるダイオキシン類の挙動などを把握した。

なお、本章で述べる調査研究は全て 1990 年代(ダイオキシン類対策特別措置法施行の 2000 年 1 月より以前)に実施されたものであり、本章でいう“ダイオキシン類”には原則として DL-PCBs は含まないものとした。毒性量(TEQ)については各時点での最新の情報によっており、研究ごとに引用した毒性等価係数(TEF)あるいはその根拠(研究実施年など)を明記した。また排ガス中の濃度については、特記なき限り全て乾き基準、酸素濃度 12%換算値とする。

## 2.2 燃焼改善による削減<sup>10)11)</sup>

### 2.2.1 本節の目的

廃棄物処理におけるダイオキシン類の発生抑制に最も重要で効果的なのは“完全燃焼”であり、本調査を行った 1980 年後半頃には既に、未燃ガスの代表的指標として CO に着目した調査研究において CO 濃度が下がればダイオキシン類の発生も減少するという知見が得られていた<sup>21)</sup>。完全燃焼を達成する条件として、廃棄物燃焼過程における①高温(Temperature)、②滞留時間(Retention Time)および③混合攪拌(Turbulence)のいわゆる“3-Ts”が必要であり、これらの条件を整えることで燃焼ガス中の未燃分の完全燃焼を図ることができる<sup>8)</sup>とされていた。しかしながらこのような発生抑制対策は、新たに施設を設置する場合や廃熱ボイラを備えて広い燃焼室を有する施設には容易に適用できたが、燃焼室の直上に水噴射ガス冷却室を備えた施設など十分な燃焼空間が確保されていない場合には大幅な改造を要することなどから適用が困難であった。1990 年頃当時は廃熱ボイラを有する施設は大都市の比較的大規模な施設に限られており、既設焼却施設の大半が中小規模の水噴射ガス冷却方式で、このような対策が困難であると考えられて



いた。

そこで本研究では、中規模の水噴射ガス冷却方式の施設において燃焼方法等の運転条件を変えた場合の PCDDs/PCDFs の排出の相違を調査することにより、燃焼改善の効果を確認するものとした。運転状態の指標としては燃焼状態のほか、EP 入口のガス温度および排ガス中 HCl 濃度を選び、最適運転条件を確認することとした。

## 2.2.2 試験対象施設および試験方法

### 2.2.2.1 試験対象施設概要

本研究の対象とした施設(施設 2A と呼ぶ)の概要を表 2.2.1 に、プロセスフローを図 2.2.1 に示す。

表 2.2.1 施設 2A の概要

	施設 2A
焼却炉形式	全連続運転式ストーカ炉
処理能力	70t/24h・炉
ガス冷却方式	水噴射冷却方式(出口排ガス温度 300℃)
排ガス処理方式	乾式消石灰噴霧+EP
ごみ質	8.8MJ/kg 程度

施設2A

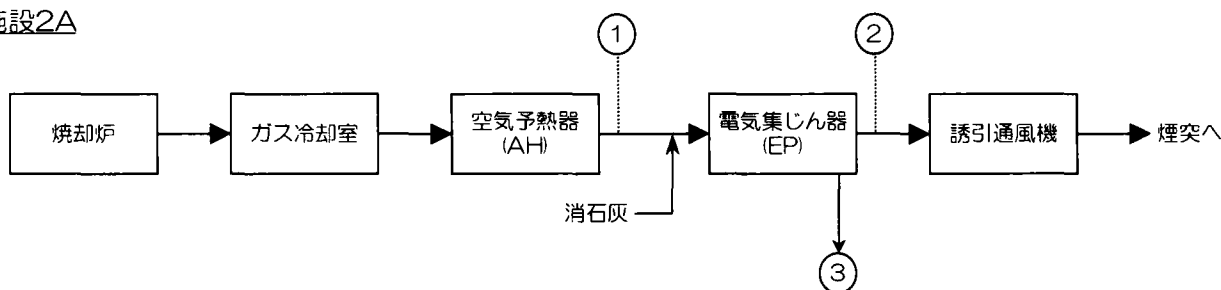


図 2.2.1 施設 2A のフローおよびサンプリング点

### 2.2.2.2 試験方法

#### 1) 運転条件

運転条件を表 2.2.2 に示す。この調査では運転状態の指標として、排ガス中の CO 濃度、EP 入口ガス温度および排ガス中の HCl 濃度を選び、これらを変えた際の影響を調査した。

燃焼状態の指標として CO を用い調査したのが表中 RUN9 および RUN10 である。3 箇所の二次空気吹き込み量を調節して CO 濃度の比較的高い状態と低い状態を作った。表 2.2.3 に示した両 RUN の運転データのとおり、二次空気の供給方法を調整することで CO 濃度を 5ppm 以下に下げる運転ができた。この運転におけるストーカ下からの一次空気と上部の二次空気の供

表 2.2.2 運転パラメータ

RUN No.	EP 入口ガス温度 (℃)	CO 濃度 (ppm)	HCl 濃度 (ppm)
1	200	4.8	35 (Low)
2	200	10.6	138 (Mid)
3	200	7.7	217 (High)
4	240	3.3	93 (Low)
5	240	4.1	177 (Mid)
6	240	6.4	289 (High)
7	300	2.9	88 (Low)
8	300	4.3	169 (Mid)
9	300	4.0	312 (High)
10	300	202	251 (High)

表 2.2.3 二次空気量とCO等の関係、燃焼室のデータ

	二次空気量 (m³ <sub>N</sub> /h)	EP 出口ガス組成			燃焼室データ	
		O <sub>2</sub> (%)	CO (ppm)	NO <sub>x</sub> (ppm)	ガス温度 (°C)	滞留時間 (sec)
低 CO (RUN9)	5,180	9.8	3-4	150-180	884	0.55
高 CO (RUN10)	2,410	7.9	200-300	110-120	947	0.58

給量の比率は 6:4 程度であった。

EP 入口ガス温度および排ガス中の HCl 濃度のダイオキシン類排出に対する影響について行った試験は表 2.2.2 中の RUN1~9 である。EP 入口ガス温度はガス冷却室の噴霧水量を変えて 200~300℃の範囲で、排ガス中の HCl 濃度は消石灰の吹込み量を変えて 30~300ppm 程度の範囲で、試験を実施した。

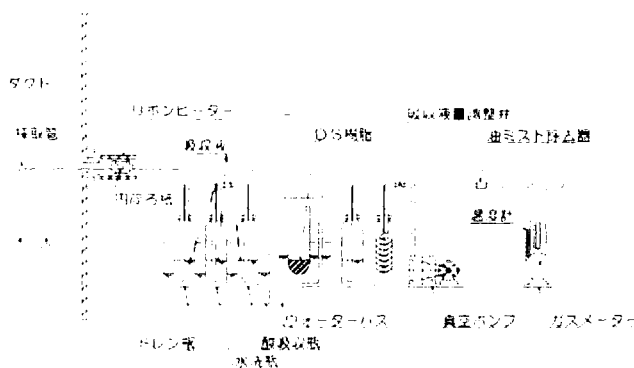


図 2.2.2 ガスサンプリング装置

## 2) 試料の採取および分析

排ガス試料は図 2.2.1 中の①および②に示す EP 入口および出口より採取した。ガス中の PCDDs/PCDFs 分析用試料の採取方法は図 2.2.2 に示す装置で行った。サンプリングは等速吸引とし、総吸引量は 1 試料あたり 2~3m<sup>3</sup><sub>N</sub> であった。ガス中の酸素、CO などに加え、HCl の濃度も連続分析計により測定した(HCl は京都電子工業(株)製 HL-22 および HL-26-11N により測定)。EP の捕集飛灰も採取して PCDDs/PCDFs の分析を行い、EP におけるダイオキシン類収支の試算に供した。なお本試験のダイオキシン類サンプリングおよび分析は東邦大学の方法を採用し<sup>(23)</sup>、TEF は International を使用している。

### 2.2.3 試験結果および考察

#### 2.2.3.1 燃焼条件の影響

図 2.2.3 に燃焼状態を変えた 2RUN の CO 濃度の経時変化を示す。表 2.2.3 には燃焼室における運転データを併せて示したが、RUN9 の結果より 800℃以上の滞留時間が 0.6sec 程度と十分ではなくても、二次空気による燃焼ガスの混合攪拌が良ければ CO 濃度を数 ppm の低いレベルに維持できることがわかる。逆に燃焼ガス温度が高温であっても十分な混合攪拌に必要な二次空気が確保されなければ CO 濃度を低く維持できないことが

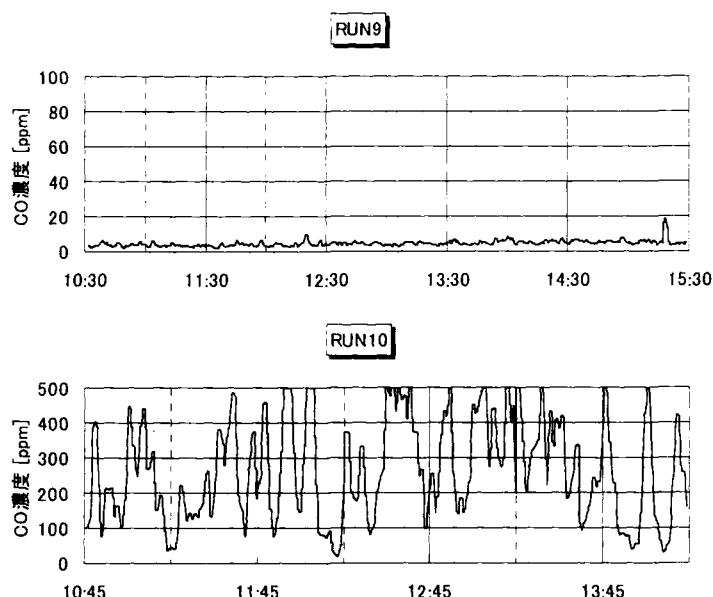


図 2.2.3 CO の時系列変化

わかる(RUN10)。

図 2.2.4 に示すように EP 入口および出口において CO 濃度と PCDDs/PCDFs 濃度には正の関係が見られる。EP 入口の PCDDs/PCDFs 濃度は、CO 濃度の高い場合に  $1000\text{ng}/\text{m}^3_{\text{N}}$  以上あったものが CO 濃度を下げた運転条件では  $80\text{ng}/\text{m}^3_{\text{N}}$  程度となった。さらに EP 出口では  $100\text{ng}/\text{m}^3_{\text{N}}$  以上の PCDDs/PCDFs 濃度が  $1/2$  程度となった。TEQ も  $0.5\sim 0.9\text{ng-TEQ}/\text{m}^3_{\text{N}}$  までは低減されていた。

図 2.2.5 に RUN9 における EP 入口および出口の PCDDs/PCDFs の同族体分布を示す。本図では PCDDs/PCDFs が粒子側とガス側のいずれに検出されたかについても併せて示している。EP 入口ガス中には、CO 濃度が低くても PCDDs、PCDFs は  $40\text{ng}/\text{m}^3_{\text{N}}$  程度づつ存在し、そのほとんどがガス中の粒子側に検出された。EP 出口では、この粒子側成分はほとんど除去され全体のレベルは下がっているが、ガス側成分が EP 内での二次生成により 1～2 オーダー増加したため、PCDDs、PCDFs は各々  $20\text{ng}/\text{m}^3_{\text{N}}$  に留まった。なお EP における粒子側成分の除去とガス側成分の増加といった傾向は、RUN9 だけでなく全ての RUN において観察された(後述の図 2.2.6 および図 2.2.7)。

以上により、次のことがわかった。

- 燃焼室容積が小さく燃焼ガスの滞留時間が十分に確保できない施設においても、燃焼用空気の供

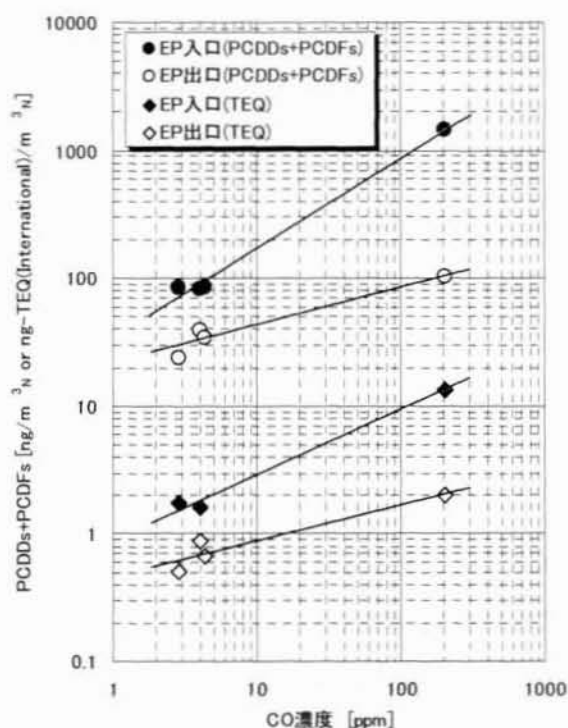


図 2.2.4 CO と PCDDs/PCDFs、TEQ の関係 (ガス温度  $300^{\circ}\text{C}$ )

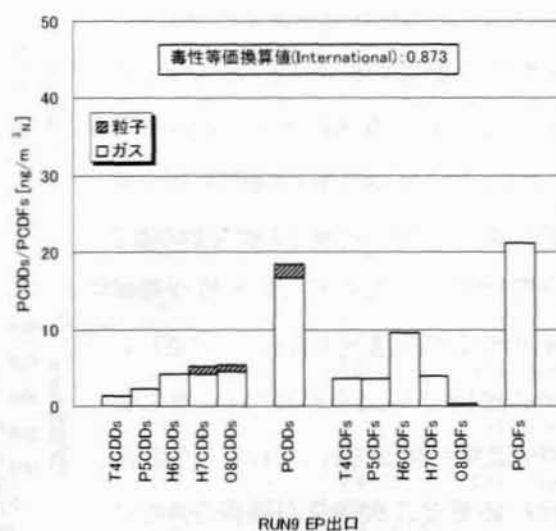
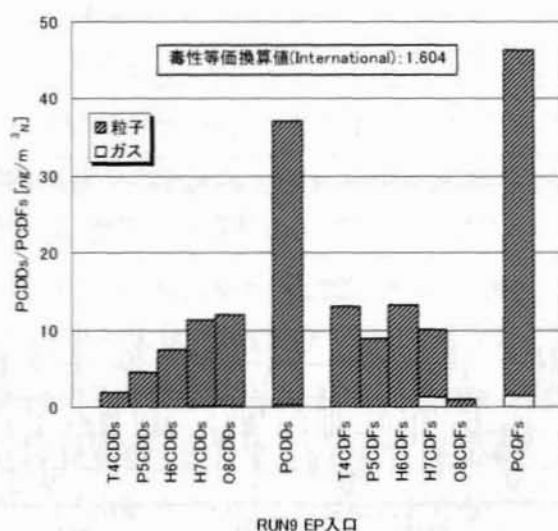


図 2.2.5 RUN9(EP通ガス温度  $300^{\circ}\text{C}$ )における PCDDs/PCDFs

給方法の調整により燃焼ガス温度も維持した適正な燃焼改善を行うことで CO を大幅に低減でき、その結果 PCDDs/PCDFs も EP 入口で 1/10 程度まで削減できた。(この結果が、1997 年のダイオキシン類新ガイドラインにおいて既施設に対する抑制対策技術に活かされている。)

- PCDDs/PCDFs の存在を粒子側およびガス側に分けて調べた結果、EP においては粒子側の成分のほとんどが除去される一方、ガス側の成分が二次生成により増加した。その結果、燃焼改善を行った場合でも 300℃ という通ガス温度のままでは EP 出口の PCDDs/PCDFs は約 40 ng/m<sup>3</sup><sub>N</sub> に留まった。

### 2.2.3.2 EP 温度および HCl 濃度の影響

図 2.2.6 および図 2.2.7 に各 RUN における EP 入口および出口の排ガス中 PCDDs/PCDFs 濃度を示す。排ガス温度を 240℃ から 200℃ へと下げると PCDDs/PCDFs 濃度は下がる。特に EP 入口排ガス中の粒子側成分の濃度が、排ガス温度の低下にともない下がっている。この相関は、CO 濃度レベルの低い RUN における焼却炉からのダイオキシン類の生成が同等であるとする、燃焼ガス冷却過程(ガス冷却室および空気

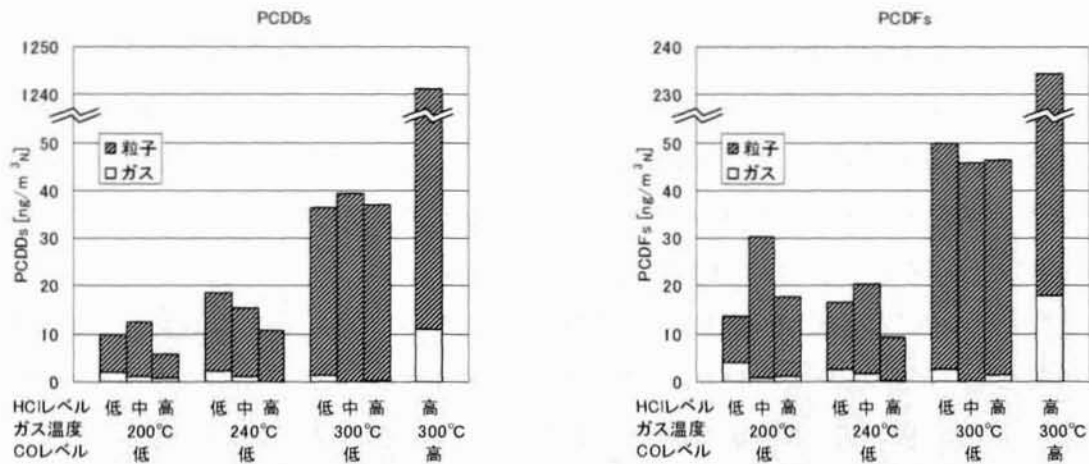


図 2.2.6 EP 入口ガス中の PCDDs/PCDFs

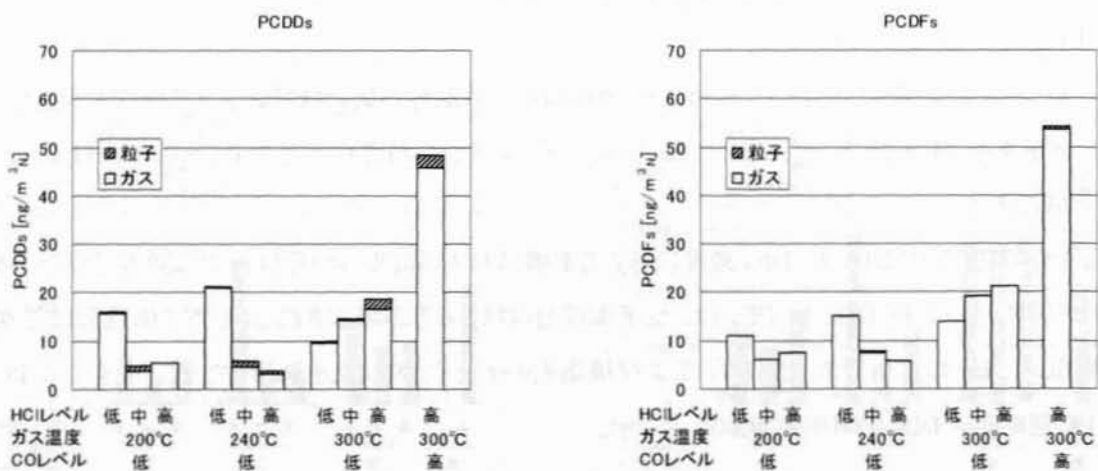


図 2.2.7 EP 出口ガス中の PCDDs/PCDFs

予熱器)におけるダイオキシン類の挙動を示すものである。本試験においては焼却炉出口におけるダイオキシン類測定を行っていないため、二次生成による増加なのか、あるいは除去の相違によるものかを特定することはできなかったが、後述の「本章 2.4 実設備における改善事例」で示すように、二次生成による増加を実際に確認している。

EP 入口では PCDDs/PCDFs のほとんどが排ガス中の粒子成分中に検出されたが、EP 出口ではその粒子成分がほとんどなくガス成分中に検出された。EP において、ばいじんの除去に伴う粒子成分中ダイオキシン類の低減と、二次生成によるガス成分中ダイオキシン類の増加が同時に起こっていることを示すものである。その結果、PCDDs/PCDFs の EP による低減は入口の 50% 程度にとどまるものであった。排ガス温度 300℃ 程度の EP の通ガスにともない PCDDs/PCDFs が増加する事例は既に多く報告されていたが<sup>45)</sup>、本試験ではガス成分中ダイオキシン類の増加が確認された。毒性等量では(図 2.2.8)、EP 出口で 0.2～0.5ng-TEQ/m<sup>3</sup><sub>N</sub> であり、旧ガイドラインに示された新設炉に対する目標値もおおむね満たすレベルであった。

排ガス中 HCl 濃度が PCDDs/PCDFs の生成に影響があることは花井<sup>6)</sup>、竹下<sup>22)</sup>らにより示唆されている。図 2.2.7 に示すようにガス温度が 300℃ の場合には傾向が現れているが、240℃ 以下では顕著ではない。300℃ では HCl(塩素ラジカル)による塩素化が進行しやすい条件であることが一因と推定できる。一方、240℃ 以下での EP 出口ガス中 PCDDs/PCDFs 濃度はむしろ EP 入口ガス中のガス成分との相関が強い(図 2.2.9)。少なくともこの温度域では、HCl の影響は小さいといえる。

EP 捕集灰中の PCDDs/PCDFs 濃度を図 2.2.10 に、EP 廻りの PCDDs/PCDFs 収支を図 2.2.11 に示す。

EP 捕集灰中の PCDDs/PCDFs はガス温度が低いほど減少する傾向が見られたが、排ガス中濃度ほど顕著ではなかった。一因として、採取した捕集灰が各 RUN の挙動をどれほど代表できたかということが挙げられる。EP 廻りの PCDDs/PCDFs 収支については、RUN10(高 CO 時)以外は OUTPUT が INPUT に比べて多く、EP 入口に対して EP 出口では数倍から 30 倍程度に増加していた。増加の割合は排ガス温度との相関はないが、OUTPUT の絶対量は排ガス温度が低いほうが小さかった。

以上により、次のことがわかった。

- EP 入口および出口の PCDDs/PCDFs 濃度は排ガス温度が低いほど低下する傾向が見られた。排ガス温度を 240℃ 以下とすることで EP 出口のダイオキシン類毒性等量を 0.2～0.5ng-TEQ/m<sup>3</sup><sub>N</sub> まで低減できた。
- HCl 濃度の PCDDs/PCDFs 濃度に与える影響は排ガス温度 300℃ 以外では顕著ではなかった。

EP 内部において PCDDs/PCDFs は、粒子側成分はほとんどが除去されるが、ガス側成分は二次生成により増加した。EP の入口ガス、出口ガスおよび捕集灰のデータより収支を試算したところ、全ての RUN において EP 廻りで PCDDs/PCDFs は増加していた。

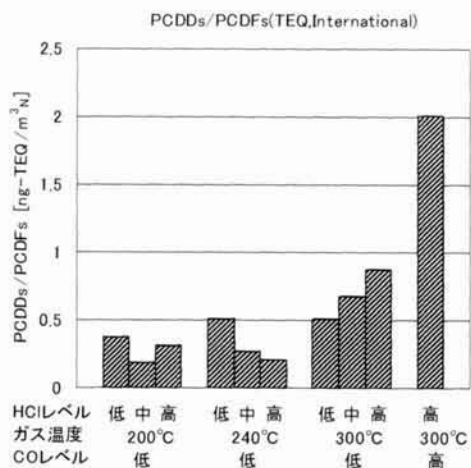


図 2.2.8 EP 出口ガス中の PCDDs/PCDFs (TEQ, International)

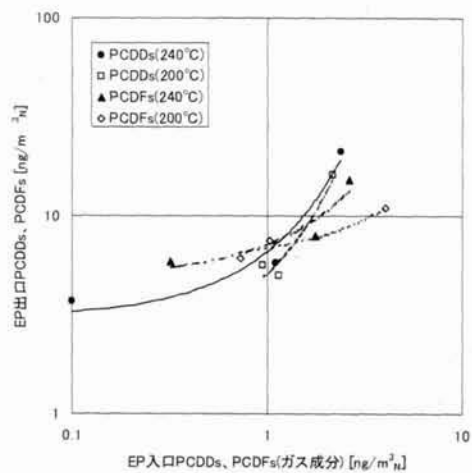


図 2.2.9 EP 入口 PCDDs/PCDFs(ガス成分)と EP 出口 PCDDs/PCDFs の関係

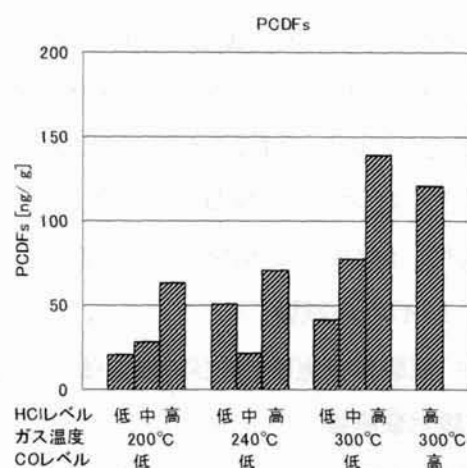
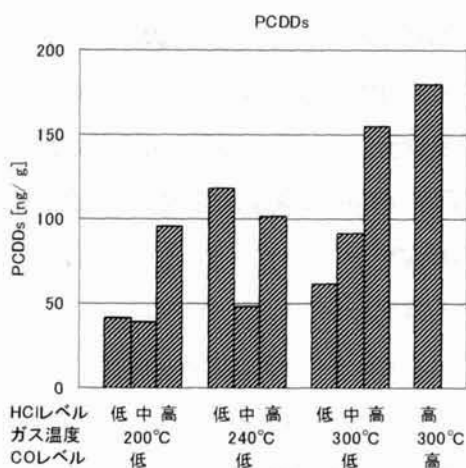


図 2.2.10 EP 灰中の PCDDs/PCDFs 濃度

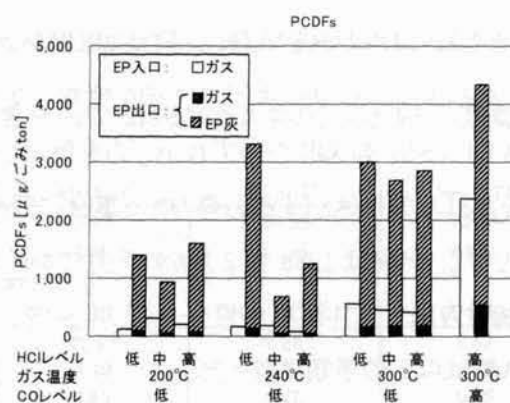
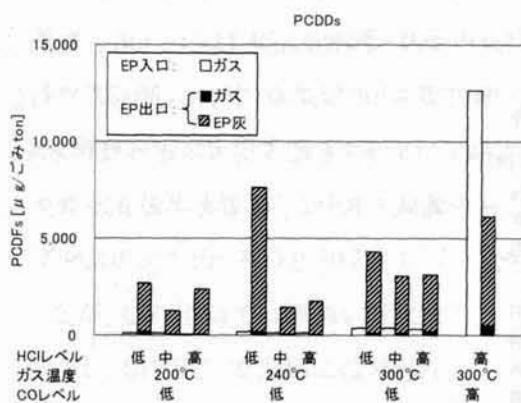


図 2.2.11 EP まわりの PCDDs/PCDFs 収支

## 2.3 排ガス処理による削減<sup>12)13)14)15)</sup>

### 2.3.1 本節の目的

排ガス中のダイオキシン類は、ガス状として検出されるものと、粒子に含まれて検出されるものがある。このうちガス状のものは、EP では十分に除去することが困難であり、たとえ排ガス温度を 200℃程度まで下げた場合でもEP 内での二次生成により増加することが前節の研究により確認された。1980 年後半の当時、BF を用いた乾式排ガス処理技術が、ガス状成分のダイオキシン類の除去に効果的であるとの報告がなされていた<sup>2)</sup>。乾式排ガス処理技術とは、集じん過程の前段で消石灰を排ガス中に吹込むことで、HCl および SO<sub>x</sub> など排ガス中の酸性ガスと中和反応させ、反応生成物をばいじんとともに BF で捕集するものである。この乾式排ガス処理技術によるダイオキシン類の除去性能を把握することを目的に研究を行った。

最初の研究は、EP を備えた実施設に乾式排ガス処理のパイロットプラントを建設し(1988 年)行ったもので、排ガスの一部を抜き出し、種々の運転条件下で比較、確認したものである。

次に行った研究は、排ガス中への活性炭の噴霧によるダイオキシン類の吸着除去性能を確認するため、複数の実施設を対象に行ったものである。本研究実施時期の 1990 年代前半はダイオキシン類に係る法規制としては旧ガイドラインが施行された直後であり、その中に目標値として 0.5ng-TEQ/m<sup>3</sup><sub>N</sub> 以下が示されていた。これらの目標値を達成することはもちろんであるが、特に PCDDs/PCDFs については欧州の一部の国で制定されていた、0.1ng-TEQ/m<sup>3</sup><sub>N</sub> 以下というより厳しい設定にも対応できる技術を確立しておく必要があるものと考え、本研究を実施した。また乾式排ガス処理技術は排ガス中の重金属除去にも効果があるといわれており、本研究では水銀の除去性能についても併せて確認した。

### 2.3.2 パイロット試験

#### 2.3.2.1 試験対象施設および試験方法

##### 1) 試験対象施設

試験の対象とした実プラント(施設 2B と呼ぶ)の概要を表 2.3.1 に示す。

試験プロセスフローを図 2.3.1 に示す。実プラントの EP 入口より約 300℃の排ガスの一部を抜き出し、図に示すような乾式排ガス処理パイロットプラント(処理ガス量 4,000m<sup>3</sup><sub>N</sub>/h)を建設した。図中の減温塔(以下、QC と表記)は水のみを噴霧して排ガス温度を低下させるものであり、急冷反応塔(以下、QR と表記)は消石灰を水と混合しスラリー状としたものを噴霧しガスの減温と酸性ガスとの反応を同時に行うものである。試験では QC あるいは QR のいずれか一方を使用した。なお本稿では両者とも乾式排ガス処理技術と呼ぶこととを基本とし、特に区別する必要がある場合に限り前者の方法を乾式システム、後者を半乾式システムと呼ぶこととする。試験は 1988 年 2 月から 7 月にかけて実施した。

##### 2) 試験方法

試験は以下の手順で行った。

表 2.3.1 施設 2B の概要

施設 2B	
焼却炉形式	全連続運転式ストーカ炉
処理能力	300t/24h・炉
ガス冷却方式	廃熱ボイラ方式
排ガス処理方式	EP+湿式排ガス洗浄装置

施設2B

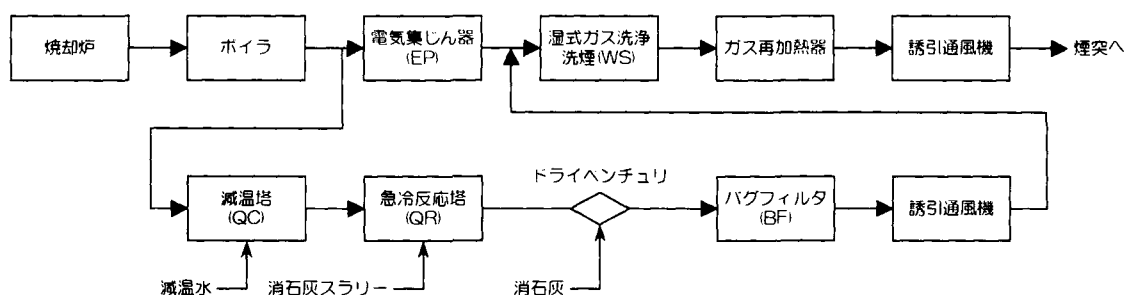


図 2.3.1 施設 2B のフロー

- ① 既存システム(EP および湿式排ガス処理)におけるブランク値の測定
- ② BF 出口ガス温度を 180、150 あるいは 120℃に設定し、PCDDs および PCDFs の濃度に対するガス温度の影響を調べた。なお本試験の TEF は Eadon を使用している。
- ③ 試験は以下のシステムについて行った。

RUN301,302 EP+湿式排ガス処理

RUN405 QR(消石灰スラリー噴霧)+BF(180℃)

RUN407 QR(消石灰スラリー噴霧)+BF(150℃)

RUN412 QR(消石灰スラリー噴霧)+BF(120℃)

RUN428 QR(水噴霧)+BF(150℃)

RUN524 QC(水噴霧)+BF(150℃)

### 2.3.2.2 試験結果および考察

試験結果を表 2.3.2 および図 2.3.2～図 2.3.7 に示す。結果の概要をまとめると以下のとおりである。

- 既存システムの EP により生成される PCDDs/PCDFs は数 10ng-TEQ/m<sup>3</sup><sub>N</sub>であったのに対し、乾式の排ガス処理システムでは BF 出口で 1ng-TEQ/m<sup>3</sup><sub>N</sub>以下であった。
- 半乾式システム入口の PCDDs および PCDFs は EP 入口と同程度であったが、QR 出口では横這いまたは低下し、BF 出口で大幅に低減され、QR 入口に対する BF 出口の除去効

表 2.3.2 各 RUN における排ガス中のダイオキシン類濃度

(既存施設)			
RUN No.	EP 入口	EP 出口	WS 出口
RUN301	7.40	50.96	52.34
RUN302	2.39	27.39	21.81
(パイロットプラント)			
RUN No.	QR or QC 入口	QR or QC 出口	BF 出口
RUN405	12.07	5.25	0.42
RUN407	4.10	5.40	0.53
RUN412	4.63	5.46	0.55
RUN428	12.43	7.19	0.62
RUN524	6.03	4.80	0.81

単位: ng-TEQ(Eadon)/m<sup>3</sup><sub>N</sub>



率は90～97%であった(図 2.3.7)。

除去効率は120～180℃の範囲ではガス温度に影響されなかった。

- 乾式システムと半乾式システムとではPCDDs および PCDFs の除去効率に有意な差は見られなかった。(図 2.3.7)

ただし、乾式システムの場合、半乾式システムに比べて、出口における PCDDs および PCDFs の濃度が

少し高く、除去効率が僅かに低い傾向が見られた。この傾向がシステムの違いによるものかを確認するためにはさらなる調査が必要と考えられた。その後の実機ではボイラ出口のダイオキシン類濃度が異常に高くない限り、QR か QC かは問題とならず、むしろ運転の容易さから現在では QC が多用されている。

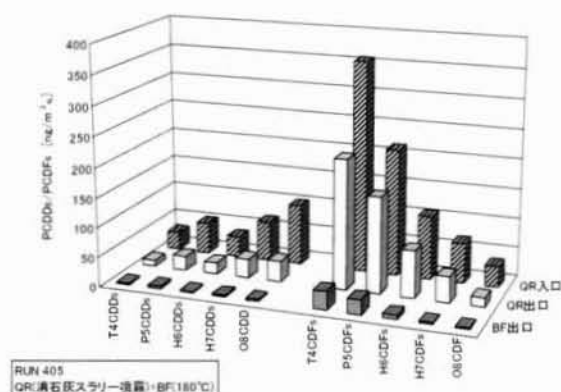


図 2.3.2 PCDDs/PCDFs 同族体分布(RUN405)

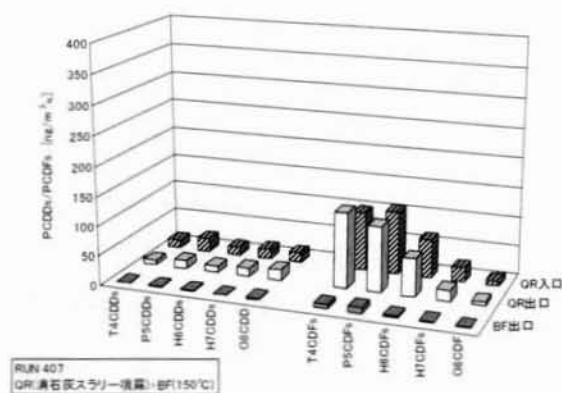


図 2.3.3 PCDDs/PCDFs 同族体分布(RUN407)

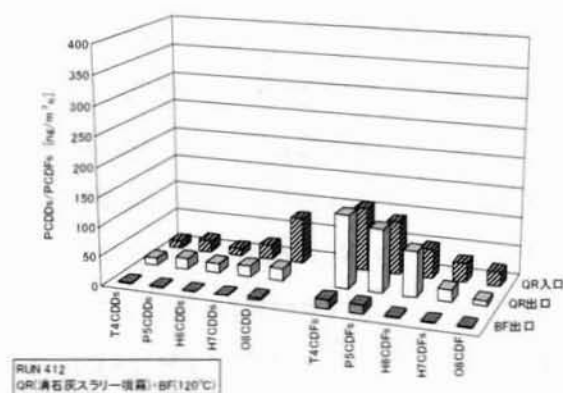


図 2.3.4 PCDDs/PCDFs 同族体分布(RUN412)

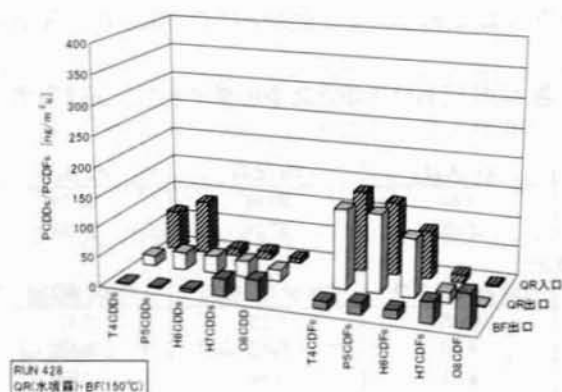


図 2.3.5 PCDDs/PCDFs 同族体分布(RUN428)

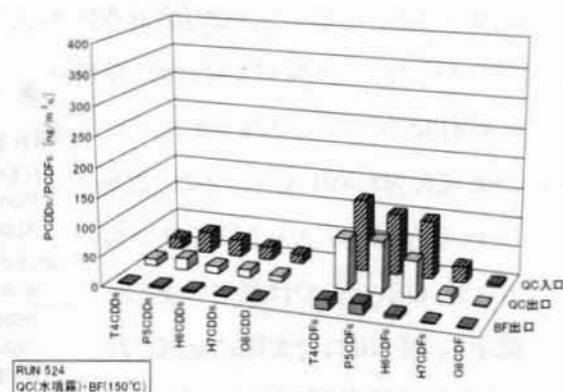


図 2.3.6 PCDDs/PCDFs 同族体分布(RUN524)

本試験結果により、次のことが確認できた。

- 乾式排ガス処理技術を適用しボイラ出口以降のガス温度を下げることで、集じん過程におけるダイオキシン類の生成を既存のEPの数分の1まで抑制できる。
- QRおよびBFによりPCDDsおよびPCDFsを90%以上除去し、 $1.0\text{ng-TEQ}/\text{m}^3_{\text{N}}$ 以下に低減できる。

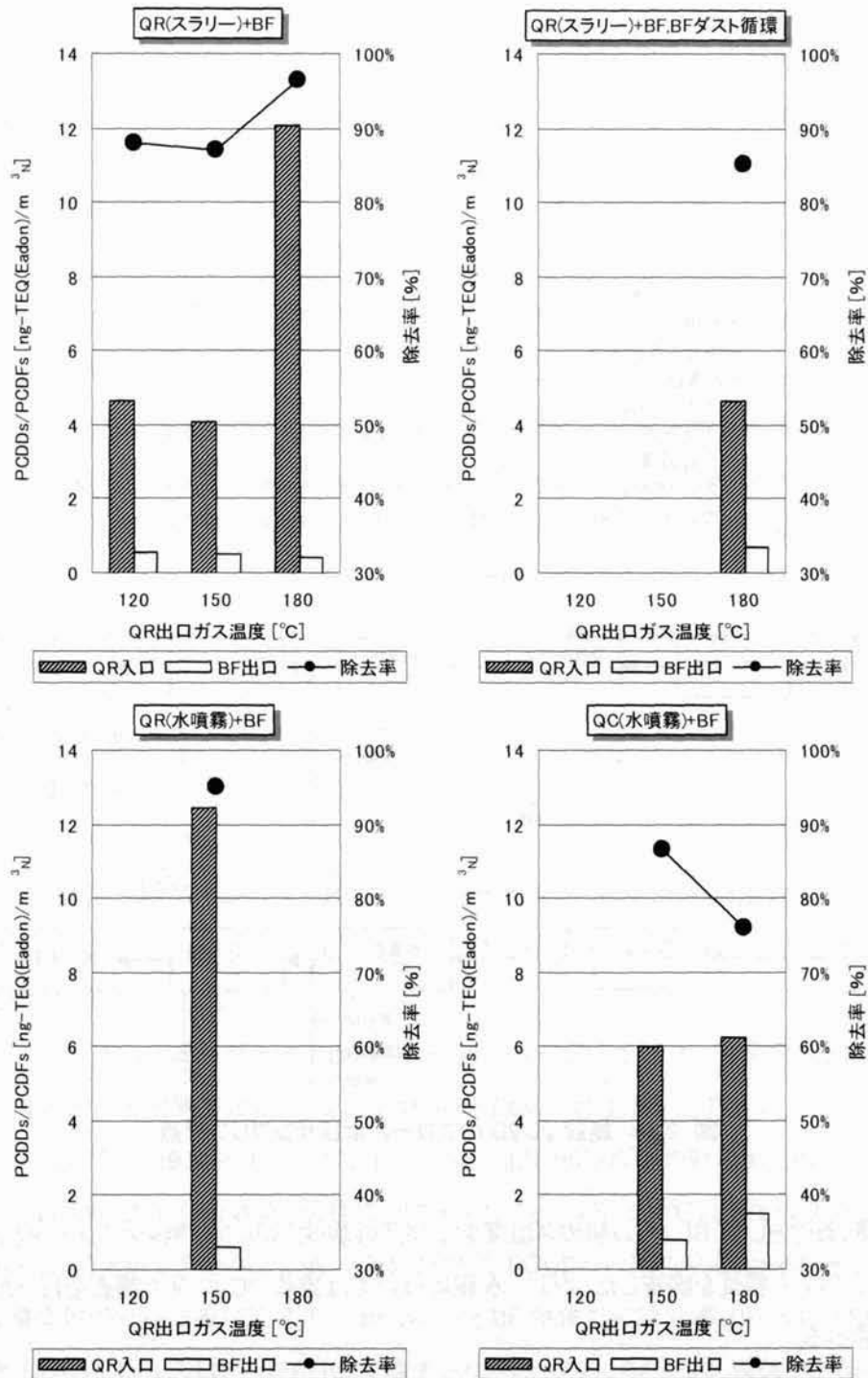


図 2.3.7 各 RUN の結果まとめ

## 2.3.3 実施設におけるダイオキシン類および水銀の同時除去試験

### 2.3.3.1 試験対象施設および試験方法

#### 1) 試験対象施設

試験の対象とした実プラント(施設 2C, 2D と呼ぶ)の概要を表 2.3.3 に、システムフローおよび排ガスサンプリング点を図 2.3.8 に示す。本試験では燃焼ガスの冷却方式の異なる 2 つのストーカ式ごみ焼却炉を対象とした。施設 2C が水噴霧＋空気予熱器(AH)＋減温塔(QC)であり、施設 2D はボイラ＋減温塔(QC)である。設置されている BF は、両プラントとも、ろ布の材質がガラス繊維、ダスト払い落とし方式がパルスジェット式である。なお、D、G のサンプリング点は BF 灰の採取点を示す。

表 2.3.3 施設 2C, 2D の概要

項目	施設 2C	施設 2D
焼却炉形式	ストーカ式	ストーカ式
燃焼ガス冷却方式	水噴射式	廃熱ボイラ式
ガス流量( $\text{m}^3/\text{h}$ , wet)	68,200	19,000
バグフィルタ諸元		
ろ布材質	ガラス繊維	ガラス繊維
ろ過面積( $\text{m}^2$ )	2,000	550
ダスト払い落とし方式	パルスジェット式	パルスジェット式
サンプリング点	図 2.3.8A, B, C, D	図 2.3.8E, F, G

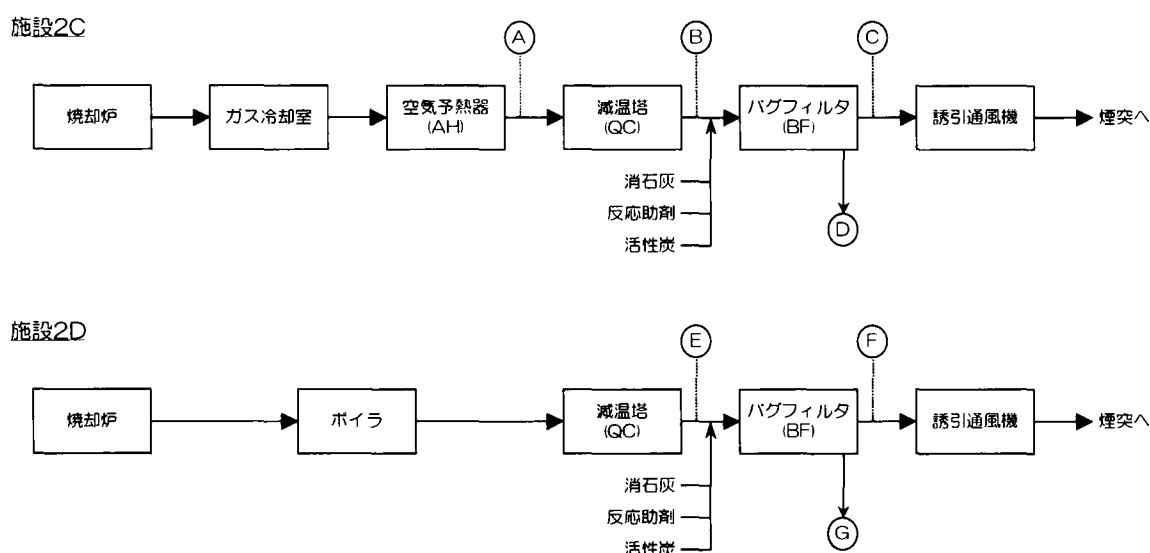


図 2.3.8 施設 2C, 2D のフローおよびサンプリング点

#### 2) 試験方法

プラントの運転条件として BF 入口排ガス温度および活性炭吹込みの有無をパラメータとし、水銀および PCDDs/PCDFs の除去特性を調査した。なお、水銀については施設 2C のみで調査を行った。以下に試験方法の詳細を述べる。

##### ①BF 入口の排ガス温度の影響

排ガス処理設備を通過する排ガスの温度は、HCl、SO<sub>x</sub> などの酸性ガスや、水銀などの除去率、さらには、

PCDDs/PCDFs の二次生成に大きな影響を与えることがわかっている。施設 2C の AH 出口、施設 2D のボイラ出口の排ガス温度は約 300℃である。この調査では、より低温での排ガス処理を目的として QC で水噴霧を行い、排ガスを急冷した。QC の出口温度は下記のとおりに設定した。

施設 2C: 220℃、190℃、160℃

施設 2D: 190℃

## ②活性炭吹き込みの影響

図 2.3.8 のシステムフローに示すように、酸性ガス除去

のため BF の上流で消石灰および反応助剤を吹き込んでいる。これは、パイロット試験を行った排ガス処理方式と同じ乾式排ガス処理技術であり、本調査では、この方法での除去特性をブランクとした。そして、消石灰および反応助剤とともに少量の吸着剤を吹き込んだ場合の除去特性と比較した。吸着剤には表 2.3.4 に示す物性を有する粉末活性炭を使用した。この活性炭は、本調査に先立ち実施した数種類の吸着剤に対する基礎実験<sup>14)</sup>において、PCDDs/PCDFs および水銀の除去に最も大きな効果が確認されたものである。

分析方法としては、水銀については JIS K 0222 に、PCDDs/PCDFs については平成 3 年 2 月に(財)廃棄物研究財団の定めた分析マニュアル(旧マニュアル)<sup>23)</sup>に従った。なお本試験の TEF は International を使用している。

## 2.3.3.2 結果および考察

### 1) ダイオキシン類の除去

まず、施設 2C における研究結果について述べる。

PCDDs/PCDFs の測定結果を表 2.3.5 および図 2.3.9 に示す。完全燃焼の指標として CO 濃度を用いて PCDDs/PCDFs の関係を示したのが図 2.3.9 であるが、この程度の CO 濃度レンジ(50~200ppm)では両者の間に明確な相関を認めることはできなかった。

図 2.3.10 には BF 入口ガス温度と PCDDs/PCDFs 除去率の関係を示す。除去率は BF 出入口での値を示しており、温度に対する相関が強く、温度が下がるほど除去率は上昇し、ばらつきも小さくなる傾向を示した。ブランク時においては、温度を 160℃まで下げることで 90%以上の除去率を得ることができた。一方、少量の(排ガス 1m<sup>3</sup>あたり 150mg 程度)活性炭を吹き込むことにより、190℃以下では 97~98%、220℃でも 90%の除去率を得ることができた。また、表 2.3.5 に示した PCDDs/PCDFs の除去率を見ると、QC を含めた排ガス処理設備全体での除去率(QC 入口-BF 出口)と BF 単体での除去率(BF 入口-BF 出口)とに大きな差はなく、PCDDs/PCDFs のほとんどが BF で除去されたといえる。さらに BF 単体での除去率は QC 入口-BF 出口での除去率より若干高い傾向となっている。これは QC 出口(BF 入口)における PCDDs/PCDFs 濃度が QC 入口における濃度に比べて高くなっているためである。排ガス中には前駆体物質となる有機物

表 2.3.4 活性炭の物性

項目	内容
メ 一 力	日本ノリット
名 称	水蒸気賦活粉末活性炭
平 均 細 孔 径	20 A
	10μm 以上 60%
	44μm 以上 28%
粒 度	74μm 以上 13%
	150μm 以上 3%
p H	9~10
細 孔 表 面 積	約 650 m <sup>2</sup> /g
細 孔 容 積	1 mL/g
原 料	ピート
乾 燥 減 量	3 %
灰 分	8 %
ヨ ウ 素 吸 着 量	750 mg/g

が残っているため、酸素濃度や温度条件(特に 300℃付近)によっては、飛灰の触媒作用により PCDDs/PCDFs が生成することが分かっている<sup>24)</sup>。したがって、この QC 前後における濃度の増加は、QC 内において PCDDs/PCDFs の二次生成温度域である 300℃付近を通過していることに原因があると考えられる。

図 2.3.11 に BF 入口ガス温度と PCDDs/PCDFs 濃度の関係を示す。除去率だけでなく、BF 出口の PCDDs/PCDFs 濃度についても温度に対する相関が見られ、温度低下に伴い濃度が減少し、ばらつきも小

表 2.3.5 施設 2C の PCDDs/PCDFs、および CO データ

RUN No.	条件	BF 入口 ガス温度	BF 出口 CO 濃度	BF 出口 O <sub>2</sub> 濃度	PCDDs/PCDFs				
					濃度			除去率	
					QC 入口	BF 入口	BF 出口	QC 入口 ～ BF 出口	BF 入口 ～ BF 出口
		℃	ppm	%	ng-TEQ(International)/m <sup>3</sup> <sub>N</sub>			%	
1		218	81	13.5	21.19	29.82	7.14	66.3	76.1
2		220	45	13.2	6.71	9.60	2.36	64.8	75.4
3		220	91	13.5	14.22	22.28	2.19	84.6	90.2
4	活性炭吹込	220	162	13.6	7.36	12.72	1.29	82.5	89.9
5	活性炭吹込	221	169	13.1	9.20	-	0.89	90.3	-
6		190	60	13.1	7.25	8.47	1.22	83.2	85.6
7		190	70	13.0	12.50	14.70	0.69	94.5	95.3
8	活性炭吹込	190	111	13.5	17.29	16.60	0.28	98.4	98.3
9	活性炭吹込	190	86	13.4	10.77	-	0.43	96.0	-
10		190	119	14.1	19.85	18.69	1.28	93.6	93.2
11		190	87	13.6	30.63	28.37	1.53	95.0	94.6
12		190	195	13.0	-	12.55	0.89	-	92.9
13		160	63	13.2	5.23	21.01	0.47	91.0	97.8
14		162	86	13.5	8.89	11.19	0.33	96.3	97.1
15	活性炭吹込	161	99	13.4	5.26	7.15	0.19	96.4	97.3
16	活性炭吹込	161	163	14.3	8.44	-	0.19	97.7	-

※ ばいじん量 BF 入口: 3.0~6.0g/m<sup>3</sup><sub>N</sub>(dry)、BF 出口: 0.005g/m<sup>3</sup><sub>N</sub>(dry)

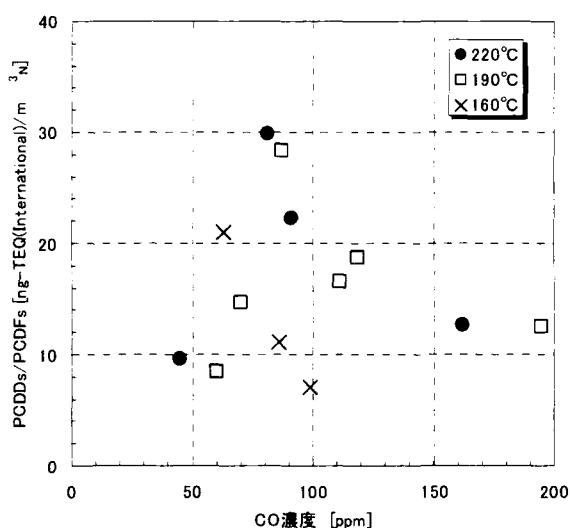


図 2.3.9 BF 入口における PCDDs/PCDFs 濃度と CO 濃度の関係

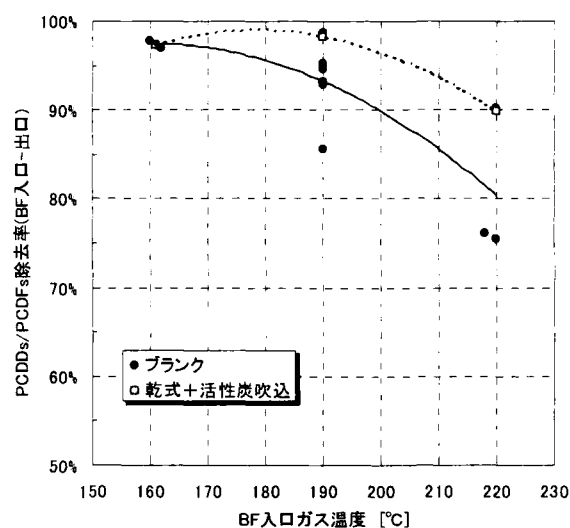


図 2.3.10 BF 入口ガス温度と PCDDs/PCDFs 除去率の関係(BF 入口-出口)

さくなっている。この結果と除去率(図 2.3.10)より、BF 入口濃度が  $5\text{ng-TEQ}/\text{m}^3_{\text{N}}$  程度でガス温度を  $160^\circ\text{C}$  まで下げれば、活性炭を吹き込まなくても旧ガイドラインの目標値である  $0.5\text{ng-TEQ}/\text{m}^3_{\text{N}}$  を達成することが可能である。さらに、BF 入口濃度が  $10\text{ng-TEQ}/\text{m}^3_{\text{N}}$  程度の場合でも、温度を  $190^\circ\text{C}$  以下にし、活性炭を吹き込めば  $0.5\text{ng-TEQ}/\text{m}^3_{\text{N}}$  にすることができる。

施設 2C は旧ガイドライン対応以前の炉であり CO 濃度の瞬時値にばらつきが見られ、安定燃焼によるダイオキシン類の発生抑制が十分でないことが示唆された。BF で 97~98% の高い除去率を得たにも関わらず、BF 出口での PCDDs/PCDFs 濃度は一部のデータを除いてガイドライン目標値である  $0.5\text{ng-TEQ}/\text{m}^3_{\text{N}}$  以下程度にとどまっていた。そこで次に、CO 濃度が比較的 low 安定していた施設 2D での調査について述べる。

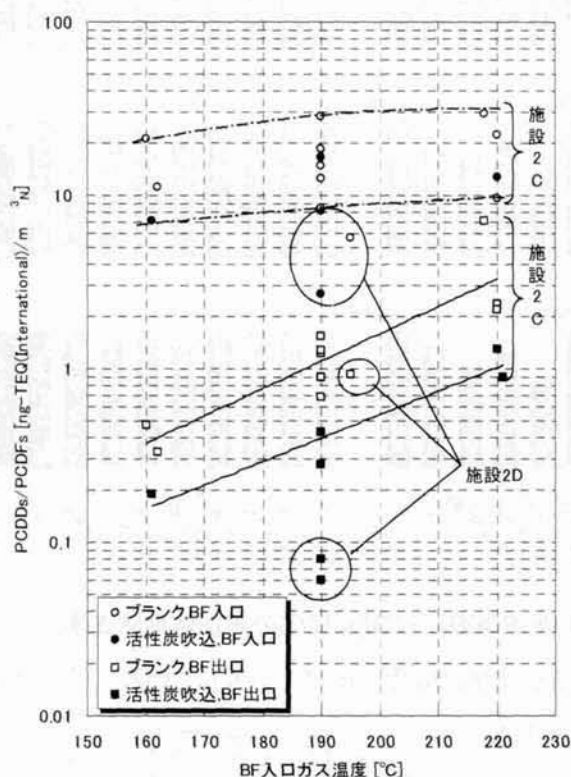


図 2.3.11 BF 入口ガス温度と PCDDs/PCDFs 濃度の関係

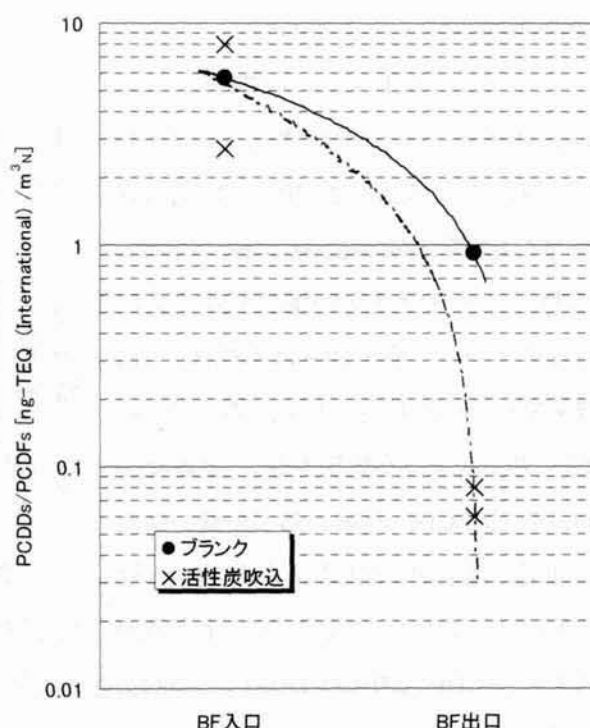


図 2.3.12 BF 前後における PCDDs/PCDFs 濃度(BF 入口  $180\sim 200^\circ\text{C}$ )

表 2.3.6 施設 2D の PCDDs/PCDFs、および CO データ

RUN No.	条件	BF 入口	BF 出口	BF 出口	PCDDs/PCDFs		除去率
		ガス温度	CO 濃度	O <sub>2</sub> 濃度	濃度		
					BF 入口	BF 出口	
		°C	ppm	%	ng-TEQ(International)/m <sup>3</sup> <sub>N</sub>		
A	活性炭吹込	195	6	8.3	5.70	0.92	83.9
B		190	6	10.3	2.70	0.06	97.8
C		190	-	9.5	8.10	0.08	99.0

※ ばいじん量 BF 入口:  $7.0\text{g}/\text{m}^3_{\text{N}}(\text{dry})$ 、BF 出口:  $0.0004\text{g}/\text{m}^3_{\text{N}}(\text{dry})$

施設 2D における PCDDs/PCDFs の測定結果を表 2.3.6 に、BF の前後における PCDDs/PCDFs 濃度を図 2.3.12 に示す。施設 2D においても施設 2C と同様に、少量の(排ガス  $1\text{m}^3$  あたり  $150\text{mg}$  程度)活性炭を吹き込むことにより 98~99% 程度の除去率を得ることができた。また、BF 入口の PCDDs/PCDFs 濃度が  $5\text{ng-TEQ}/\text{m}^3_{\text{N}}$  以下であり、少量の活性炭を吹き込むといった簡易な方法で BF 出口濃度を  $0.1\text{ng-TEQ}/\text{m}^3_{\text{N}}$  にできることが確かめられた。

次に、PCDDs/PCDFs の異性体ごとの除去率を見てみることにする。図 2.3.13 は、施設 2C および施設 2D における各異性体ごとの除去効率を示したものである。活性炭を吹き込まない場合(図 2.3.13 (a)および(b))、除去効率は異性体ごとにまちまちであり、明確な傾向は見られないが、TEQ に大きく寄与する 5 塩素化の PCDD や PCDF の除去効率が低い傾向がある。活性炭を吹き込んだ場合(図 2.3.13 (c)、(d)および(e))では、各異性体の除去率が吹き込まない場合に比べて上昇していることがわかる。ただし、PCDFs よりも PCDDs の方が除去されにくい傾向がある。

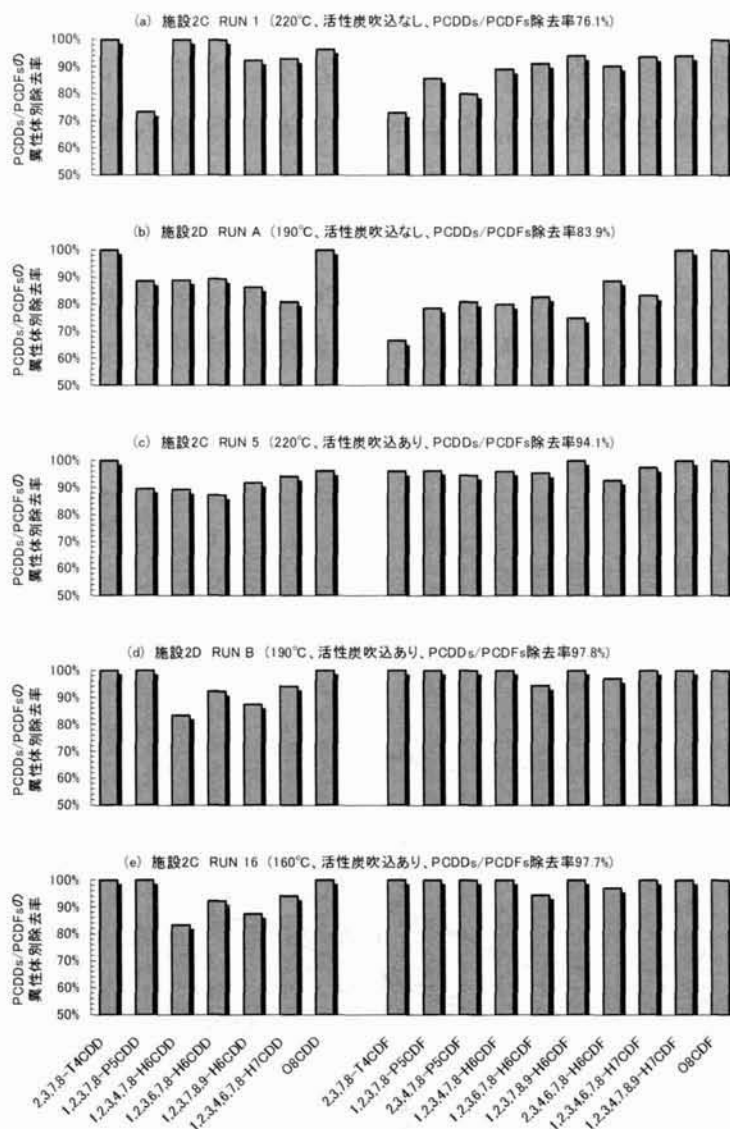


図 2.3.13 PCDDs/PCDFs(TEQ)の異性体別除去率

以上 2C、2D 両プラントの結果より、BF 出口 PCDDs/PCDFs 濃度を  $0.1\sim 0.5\text{ng-TEQ}/\text{m}^3_{\text{N}}$  に抑えるためには、焼却炉における良好な燃焼に加えて BF での低温度運転が必要であり、安定的に  $0.1\text{ng-TEQ}/\text{m}^3_{\text{N}}$  を確保するうえで活性炭の使用が有効であることがわかった。

## 2) 水銀の除去

水銀についての測定結果を表 2.3.7 に、BF 入口ガス温度と水銀除去率の関係を図 2.3.14 に示した。

一般廃棄物焼却炉の排ガスに含まれる水銀濃度は処理対象ごみの内容にもよるが、一般的に  $0.1\sim 0.3\text{mg}/\text{m}^3_{\text{N}}$  程度であるといわれていた。施設 2C においても同程度の値を示した。なお、表 2.3.7 で BF 入口水銀濃度が高くなっている(\*印)のは、高濃度における活性炭の効果を調べるために、水銀の注入を行ったものである。

図 2.3.14 より、ブランク時の水銀除去率にはかなりのばらつきが見受けられたが、温度を下げるにしたがいそのばらつきも小さくなり、除去率も上昇した。

排ガス中における水銀の形態は、その約80%が水溶性水銀である塩化第2水銀( $\text{HgCl}_2$ )として存在しており、残りの20%は金属水銀や難水溶性水銀であるといわれている<sup>25)</sup>。乾式排ガス処理技術での水銀除去は、この水溶性水銀

がより低温においてばいじんに吸着されるためであると考えられており<sup>26)</sup>、この研究においてもこの考えにあてはまる結果を示した。

また、この研究を行う以前に、他のプラントにおいて水銀に関するフィールドテストを行った。それは、都市ごみ焼却炉より排ガスを取り入れテスト用BFに通すものであったが、この時に得られた温度と除去率のデータが図 2.3.15 である<sup>27)</sup>。今回の調査と同様に、ばらつきの大きい結果であったが、温度を下げるに従い除去率が上昇するという傾向は同じであった。したがって今回の調査により、水銀の除去特性に関し、実機のBFにおいてもテストプラントと同様の結果を得ることが確認できた。

このように、ブランク時において水銀が除去される理由の一つとして、ばいじん中の未燃炭素による影響が大きいことが推測される<sup>28)29)</sup>。水銀の除去率がばらつく原因の一つは、この未燃炭素が焼却炉における燃

表 2.3.7 水銀測定結果

RUN No.	条件	BF 入口 ガス温度	水銀		除去率
			濃度		
		°C	BF 入口	BF 出口	
			mg/m <sup>3</sup> <sub>N(dry)</sub>		
1	活性炭吹込	218	0.118	0.099	16.1
2*		220	0.236	0.120	49.2
3		220	0.161	0.128	20.5
4		220	0.073	0.015	79.5
5		190	0.131	0.100	23.7
6*	活性炭吹込	190	0.353	0.089	74.8
7*		190	0.278	0.183	34.2
8*		190	2.040	0.031	98.5
9*		160	3.240	0.973	70.0
10*		160	1.410	0.397	71.8
11	活性炭吹込	160	0.163	0.060	63.2
12		160	0.076	0.001	98.7

※ ばいじん量 BF 入口: 3.0~6.0g/m<sup>3</sup>N(dry)、BF 出口: 0.005g/m<sup>3</sup>N(dry)

注) RUN No.に\*印のあるものは実験時のみ水銀注入を行った

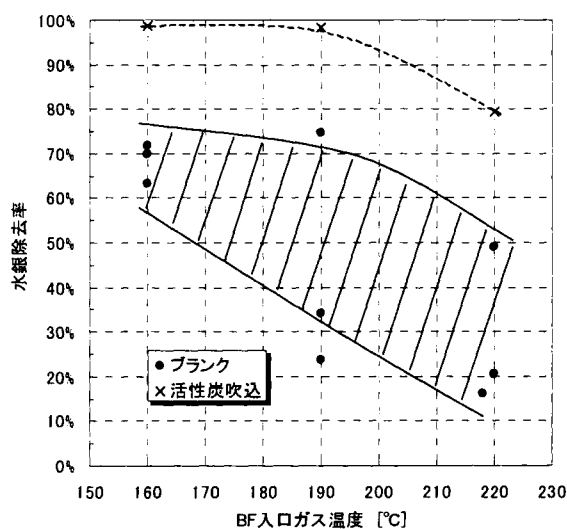


図 2.3.14 BF 入口ガス温度と水銀除去率の関係

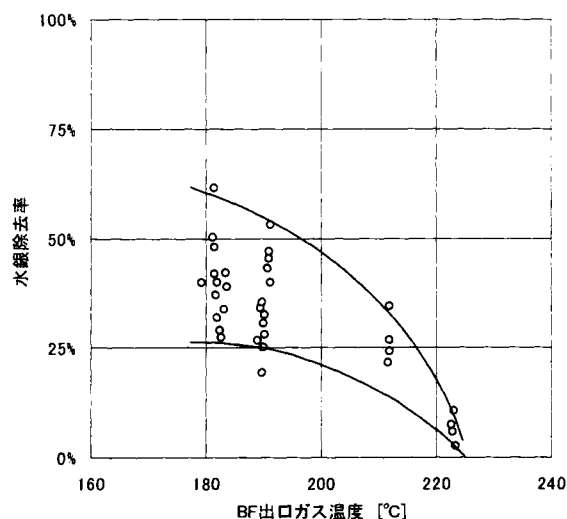


図 2.3.15 ブランク時の BF 出口ガス温度と水銀除去率の関係



焼状態によって増減するためであることも考えられる。したがって、この研究ではこのばらつきを抑え、安定した高除去率を得るために、活性炭の吹き込みを行ってみた。

活性炭を吹き込んだ結果、図 2.3.14 において 220℃では約 80%の除去率であったが、190℃以下では 98%以上の高い除去率を示した。このことから、BF 入口水銀濃度がたとえ 2.0mg/m<sup>3</sup><sub>N</sub>-dry という高濃度であっても、排ガス温度を 190℃以下で且つ少量の活性炭を吹き込むことにより、BF 出口水銀濃度を 0.05mg/m<sup>3</sup><sub>N</sub>-dry に抑えることが可能であることがわかった。

### 3) まとめ

本研究により確認したことを以下に述べる。

- PCDDs/PCDFs、水銀とも、排ガス温度に対する相関があり、温度を下げるほど除去率は上昇した。
- PCDDs/PCDFs については少量の(排ガス 1m<sup>3</sup><sub>N</sub>あたり 150mg 程度)活性炭を吹き込むことにより、190℃以下では 97～99%の除去率を示した。
- PCDDs/PCDFs に関して、旧ガイドラインの 0.5ng-TEQ/m<sup>3</sup><sub>N</sub>以下を達成するためには、BF 入口濃度が 5ng-TEQ/m<sup>3</sup><sub>N</sub>程度で排ガス温度を 160℃まで下げれば、活性炭を吹き込まなくても可能である。
- 焼却炉からの発生 PCDDs/PCDFs 濃度が 5ng-TEQ/m<sup>3</sup><sub>N</sub>以下で排ガス温度を 190℃まで下げれば、少量の活性炭を吹き込むことで BF 出口濃度を 0.1ng-TEQ/m<sup>3</sup><sub>N</sub>以下にできることが確かめられた。
- 水銀については少量の(排ガス 1m<sup>3</sup><sub>N</sub>あたり 150mg 程度)活性炭を吹き込むことにより、190℃以下では 98%以上の除去率を示した。

## 2.4 実設備における改善事例 <sup>16)17)</sup>

### 2.4.1 本節の目的

ダイオキシン類削減技術に関し、前節までは燃焼改善と排ガス処理に分けて、各技術の開発および成果について述べた。本節ではそれらの技術を総合的に実際の施設に適用した際の効果を実証するために行った研究について述べる。

本研究では、燃焼改善として 3Ts の確保を行うにあたり、炉内におけるガス混合状態を可視化するため水槽模型による予備実験を行うとともに、熱流体解析プログラムを用いて炉内の燃焼ガス流れのシミュレーションを行ったうえで、最適炉形状や二次燃焼空気の吹き込み方法を決定した。さらに、実施設に自動燃焼制御装置(ACC:Automatic Combustion Control)を導入し、燃焼の安定化への効果について検証した。また、未燃ガスの抑制を目的とした燃焼温度の高温化は、一方で NO<sub>x</sub> 濃度の上昇を招く傾向があることから、これを考慮して炉内水噴射を適用した場合の調査も実施した。排ガス処理過程における対策としては、EP 通ガス温度の低減化を図っている。

### 2.4.2 試験対象施設および試験方法

#### 2.4.2.1 試験対象施設

試験の対象とした実プラント(施設 2E と呼ぶ)の概要を表 2.4.1 に、プロセスフローを図 2.4.1 示す。

表 2.4.1 施設 2E の概要

	施設 2E
焼却炉形式	全連続ストーカ式
ごみ処理能力	300t/24h × 2 基
燃焼ガス冷却方式	廃熱ボイラ式(ボイラ出口ガス温度 300℃)
排ガス処理方式	乾式消石灰吹込+電気集じん器
電気集じん器出口酸素濃度	9~12%

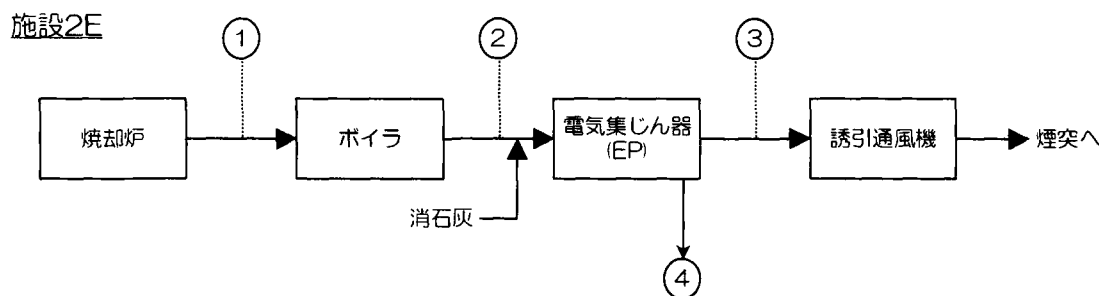


図 2.4.1 施設 2E のフローおよびサンプリング点

#### 2.4.2.2 試験方法

本プラントは竣工後約 20 年が経過しており、延命化工事を実施する予定にあったものを、当該焼却炉の燃焼特性の調査を行い、施設の改造を実施したうえでダイオキシン類の抑制効果を中心に調査し、その改善効果を実証したものである。

改造工事の内容を以下に示す。

- ① 炉内のガス攪拌を促進する炉形状への変更
- ② 二次送風機および二次空気ノズルの更新
- ③ 炉内水噴射装置の設置
- ④ 自動燃焼制御装置の導入
- ⑤ QR 設置による EP 通ガス温度の低減化

EP を撤去してより高効率の集じん器(バグフィルタ等)を導入したり、燃焼室の拡大、無触媒あるいは触媒脱硝法を採用するなど、大規模な構造的・装置的改善も考えられるが、既設炉の改造というスペース的な制約等もあり、このような改造内容となった。

実プラントにおける①および②の改造に先立ち、水槽模型を作成し、流れの可視化を試みるとともに、熱流体解析プログラムを用いて炉内燃焼ガスのシミュレーションを行い、炉形状、空気挿入位置を決定するための資料とした。

本プラントでは従来、NO<sub>x</sub> 排出濃度を 100ppm 程度に抑える運転、すなわち抑制燃焼運転を行ってきた。ダイオキシン類の生成を抑制する運転を行う場合、NO<sub>x</sub> 濃度の上昇につながらないかが懸念されたため、③の改造を付加した。

実プラントの調査は 3 段階に分けて行った。改造前の運転データ(RUN0)を採取した後、①～③の改造

工事を行い、改造後の燃焼特性を調査した(RUN1)。次に④および⑤の改造を加えて改造工事の総合効果について調査した(RUN2)。

調査における排ガス測定位置およびEPの捕集飛灰(以下、「EP灰」と記す)の採取位置は図2.4.1に示した①～④である。

## 2.4.3 試験結果および考察

### 2.4.3.1 燃焼改善に関わる予備実験と改造内容

焼却炉内の未燃ガスを完全燃焼させるには、炉形状の要素が大きいことは古くから指摘されてきた<sup>30)</sup>。カナダのケベック市の改造報告<sup>31)</sup>をはじめ、ダイオキシン発生防止の点からもこの点が注目されていた<sup>32)</sup>。炉形状の改造を実施するにあたってこれらの改造例を参考にし、水槽模型による流れの可視化実験および熱流体解析プログラムによる燃焼ガス流れのシミュレーションを行い、変更する炉形状および二次空気挿入位置について検討した。

以下に、これらの調査内容を示すとともに、その結果に基づく実プラントの改造内容について述べる。

#### 1) 燃焼改善に関わる予備実験

まず、水槽模型による流れの可視化実験について述べる。炉内ガス攪拌を促進する炉形状について検討するため、図2.4.2に示す焼却炉断面の模型を用いて流れの可視化実験を行った。模型は実際の焼却炉断面を約10分の1に縮小した水槽で、循環ポンプによって水槽内の水がストーカ部および二次空気ノズル部よりボイラ入口部へ流出する構造とした。流れの相似則を適用するため、燃焼室のホッパ側とバーナ側の距離を代表長さとし、レイノズル数を同レベルに合わせた(代表長さ $L=0.44\text{m}$ 、流速 $V=0.2\text{m/s}$ 、レイノズ

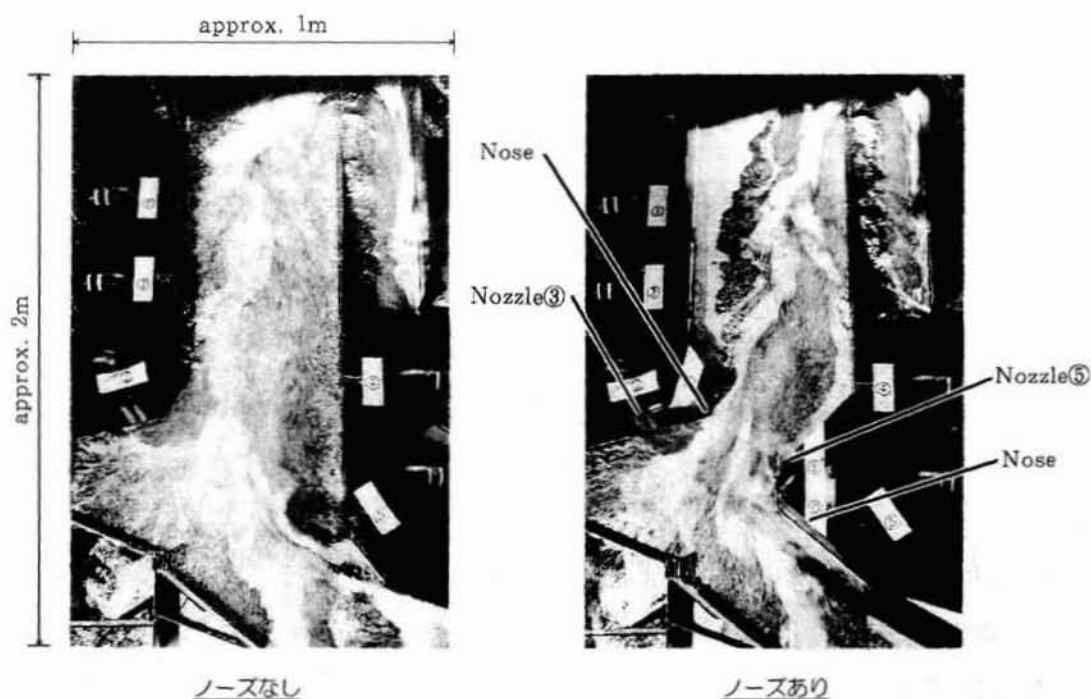


図 2.4.2 水槽模型による流れの可視化

ル数  $Re = \text{約 } 80,000$ )。流れの流線、流跡を可視化する方法として、水面にアルミ粉を浮遊させる表面浮遊法を採用した<sup>31)</sup>。銅板製のブロックを用いて水槽模型の形状を変更し、水槽上部からアルミ粉の流れを観察した。模型の形状および二次空気の吹き込み位置を変更することによって約 20 通りの実験を行った結果、焼却炉のホッパ側とバーナ側に突出部(以下、ノーズと呼ぶ)を取付け、ノーズより上流部(図 2.4.2 の③と⑤)から二次空気を挿入することによって最も攪拌が激しくなることが観察された。

## 2) 実プラントにおける燃焼改善のための改造内容

熱流体解析プログラム((株)ソフトウェアクレイドル製、STREAM)を用いて炉内の燃焼ガス流れのシミュレーションを行った。ケベック市の改造報告<sup>31)</sup>や、水槽模型による実験結果ならびに改造工事の可能性を考慮して、調査を行う既設炉の改造前の炉形状と、炉のホッパ側とバーナ側にノーズを取付けた形状模型を用いて炉内燃焼ガスの流速分布および温度分布を比較した。図 2.4.3 に示す流速分布の計算結果より、ノーズを付けた炉形状では乾燥ストーカ部からの流れと後燃焼ストーカ部からの流れがノーズ出口部で交差しており、ガスがよく攪拌されているものと推察できる。図 2.4.4 に示す温度分布で比較しても、ノーズを付けた炉形状ではガスがよく攪拌されるため、高温域がノーズの出口部までに抑えられ、燃焼室内のガス温度分布はノーズがない場合より早く均一になることを示している。

以上の検討結果をもとに、実炉において改造する炉形状を次のとおり決定した。

燃焼改善を行って未燃ガスの低減化をはかると同時に、 $NO_x$  の発生を現状の 100ppm 程度に抑えることを目的として図 2.4.5 に示す RUN1 の改造を行った。燃焼室のホッパ側とバーナ側にノーズを取付けることによって炉形状を変更し、燃焼ガスの効果的な攪拌をはかった。また、未燃

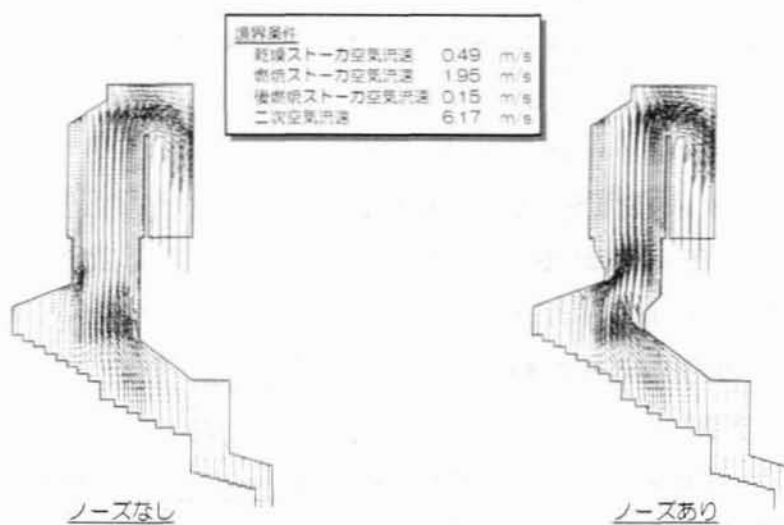


図 2.4.3 理論モデルによるシミュレーション(ガス流速)

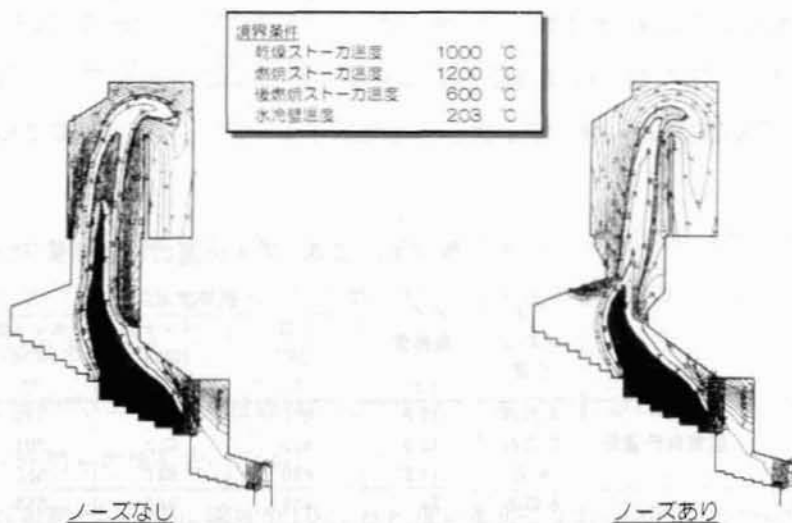


図 2.4.4 理論モデルによるシミュレーション(ガス温度)

ガスの完全燃焼を目的として、二次送風機および二次空気ノズル A、B を設置した。さらに、燃焼改善を行うことによって懸念される NOx 発生量の増加を抑えるために炉内水噴射装置を設置し、乾燥ストーカ両側壁に二流体ノズルを設けた。

図 2.4.6 に示す RUN2 の改造では、RUN1 の改造に加え、自動燃焼制御装置を導入した。ストーカ速度および一次、二次空気量を操作することによって、蒸気発生量および EP 出口の酸素濃度の自動制御を行い、さらに良好な燃焼の安定化をはかった。また、ボイラと EP の間に QR を設置した。反応塔内で消石灰スラリーを噴霧し、EP 通ガス温度を低減化(220℃)することによって、二次生成の抑制をはかった。

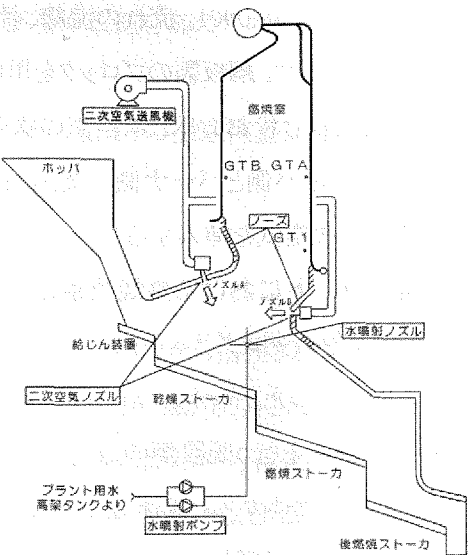


図 2.4.5 RUN1 の改造

### 2.4.3.2 実プラントへのダイオキシン類削減技術の適用試験

先述の改造によるダイオキシン類削減効果を検証するにあたり、焼却炉の運転負荷を変えた場合の最適燃焼条件を予め検討したうえで、ダイオキシン類濃度の測定を実施した。なお本試験の TEF は International を使用している。

#### 1) 適正燃焼運転の検討

本検討では 3 通りの焼却負荷について調査した。ボイラ蒸発量を指標として 20～24t/h を高負荷、15～20t/h を通常負荷、そして 10～15t/h を低負荷運転とした。ダイオキシン類の測定は高負荷および通常負荷運転時に行った。

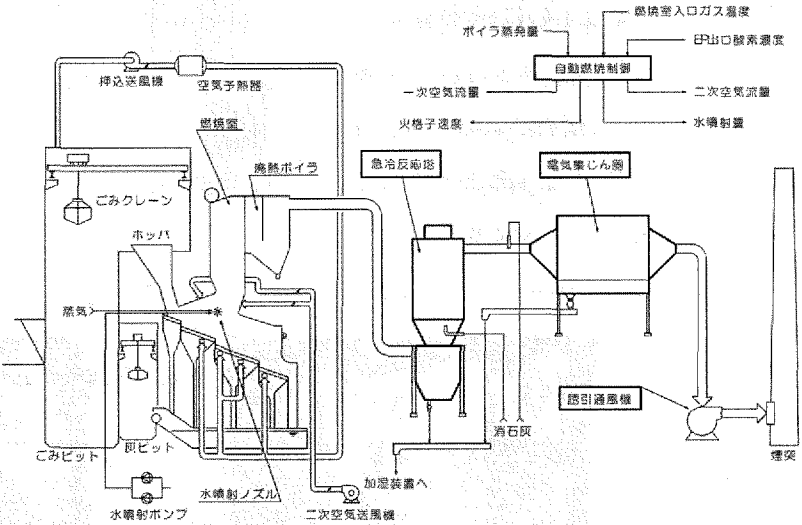


図 2.4.6 RUN2 の改造

表 2.4.2 二次ノズル位置の検討結果(RUN1 改造後)

	二次ノズル位置	ボイラ蒸発量 t/h	燃焼室ガス温度			濃度		
			入口 [GTI] ℃	バーナ側 [GTA] ℃	ホッパ側 [GTB] ℃	EP 入口 CO ppm	EP 入口 O <sub>2</sub> %	EP 出口 NO <sub>x</sub> ppm
通常負荷運転	A のみ	16.3	882	706	513	18	12.2	136
	B のみ	18.0	820	610	701	89	11.7	108
	A+B	17.2	880	691	522	23	11.5	105
高負荷運転	A のみ	22.1	956	782	556	18	9.8	114
	B のみ	22.4	899	762	583	56	9.5	91
	A+B	22.6	900	791	567	27	9.6	107

表 2.4.3 焼却炉運転結果

		ボイラ 蒸発量 t/h	燃焼室ガス温度			濃度		
			入口 [GTI] ℃	バーナ側 [GTA] ℃	ホッパ側 [GTB] ℃	EP 入口 CO ppm	EP 入口 O <sub>2</sub> %	EP 出口 NO <sub>x</sub> ppm
通常負荷運転	RUN0	17.5	824	595	751	99	11.7	116
	RUN1	17.2	880	691	522	23	11.5	105
	RUN2	16.8	901	-	-	18	12	95
高負荷運転	RUN0	21.5	829	624	796	173	10.5	87
	RUN1	22.6	900	791	567	27	9.6	107
	RUN2	21.2	925	-	-	23	10.9	101

#### 改造前の運転データ

(RUN0)を各焼却負荷について測定した後、RUN1 の改造を行い、改造後の炉形状において二次空気の吹き込み位置および吹き込み量等の検討を行った。図 2.4.5 に示す二次空気ノズル A、B 各々の効果につ

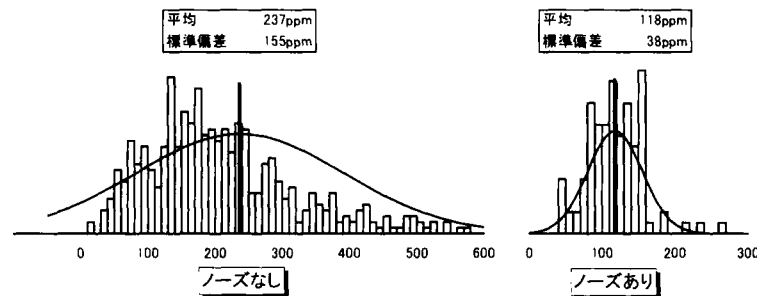


図 2.4.7 炉形状変更による燃焼室出口 CO の改善効果

いて調査した結果を表 2.4.2 に示す。各焼却負荷ともに CO の低減にはノズル A からの吹き込みが最も効果的であったが、NO<sub>x</sub> の発生量も最も多くなる傾向を示した。逆にノズル B からの吹き込みでは、NO<sub>x</sub> 低減効果は高かったが CO は最も高濃度となった。ノズル A と B を組み合わせて吹き込むことによって、NO<sub>x</sub> 濃度の上昇を抑えながら CO を低減させることができた。

炉内水噴射を行うことによって NO<sub>x</sub> は明らかに 10～20ppm 程度減少するが、噴射水量が多くなると炉内のガス温度が下がり、未燃ガスの発生に伴って CO 濃度が上昇した。しかし、各焼却負荷に適した水量に調節することによって、NO<sub>x</sub> だけではなく CO 濃度も抑制される現象が見られた。乾燥ストーカ側壁両側から蒸気と水との二流体で水滴を火炎の中に噴霧すると、この水滴は瞬時にガス化し、その容積が爆発的に膨張するため燃焼ガスが攪拌され、その結果 CO が低減するものと考えられた。

以上の検討結果より各焼却負荷に適した運転方法を導き、その確認運転を行ってダイオキシン類の測定を行った。

RUN1 に引続き、RUN2 における改造の成果確認を行った。RUN1 で得られた最適燃焼運転を自動燃焼制御運転下で再現した。また、QRを新設したことによって、EP 入口ガス温度はそれまで 300℃以上であったのに対し、消石灰スラリー噴霧により 220℃まで減温した。

表 2.4.3 に通常負荷および高負荷運転時における最適運転の総括を示す。表中の数値はサンプリング周期を 30 秒として収録したデータの 4 時間平均値を表している。

最適燃焼運転を行った結果、各焼却負荷ともに NO<sub>x</sub> 濃度を 100ppm 程度に維持しながら、EP 出口の CO 濃度は RUN0 に比べ大幅に低減することができた。燃焼室内のガス温度分布が RUN0 ではホッパ側 (GTB)

が高かったのに対し、RUN1 ではバーナ側(GTA)の方が高くなっており、ノーズを取付けたことで炉内の燃焼ガス流れが変化したことを示している。ノーズの効果を見るために二次空気を挿入していないデータについて比較した結果、CO の平均値および標準偏差には改造前後で大きな変化があり、熱流体解析プログラムによるシミュレーションでも裏付けられたノーズによる燃焼ガスの混合効果が確認できた(図 2.4.7)。つまり、乾燥ストーカー上で多く発生すると考えられる未燃ガスがノーズによって後壁側に押され、残存酸素濃度の比較的高いガスとよく混合して二次燃焼が盛んになるものと推察できた。

図 2.4.8 に高負荷運転時におけるCO の経時変化を示す。RUN0 のCO は大きく変動しており、500ppm 以上に達するピーク値が見られるが、RUN1 および RUN2 の測定結果ではCO は 20~30ppm に安定しており、大きなピーク値も発生していない。図 2.4.9 に示すCO の度数分布図を見ると、RUN0 の標準偏差が122ppmであったのに対し、RUN1 では8ppm、RUN2 では6ppm と大きく減少しており燃焼改善による効果が認められた。しかし、RUN1 と RUN2 のデータを比較すると、CO の標準偏差には顕著な違いが認められない。図 2.4.10 および図 2.4.11 に示す蒸発量およびO<sub>2</sub> 濃度の度数分布図を見ると、RUN0 と RUN1 の標準偏差は同程度であるのに対し、RUN2 における蒸発量、O<sub>2</sub> 濃度はともに減少した。つまり、自動燃焼制御装置を導入したことによって、CO の標準偏差では現れなかった、さらに安定した良好な燃焼が持続できたものと考えられる。

図 2.4.12 に高負荷運転時におけるNO<sub>x</sub> 濃度の度数分布図を示す。RUN0 における標準偏差と比較して、RUN1、RUN2 における標準偏差はともに顕著な違いがなく、RUN2 では若干減少しており自動燃焼制御による効果が認められる。つまり、本研究で行った燃焼改善において、懸念されていた NO<sub>x</sub> 発生量の顕著な増加は炉内水噴射等を行うことによって抑えることができたといえる。

## 2) ダイオキシン類の低減

適正燃焼運転の検討を行い、各焼却負荷に適した燃焼技術を確認した後、ダイオキシン類の測定を行った。排ガス中実測濃度について改造前後のデータを比較したものを図 2.4.13 に、毒性等量(TEQ)を図 2.4.14 に示す。ダイオキシン類の測定は、改造前(RUN0)では通常負荷運転時に、改造後の RUN1、RUN2 では通常負荷および高負荷運転時に行った。改造前の高負荷運転時のデータは採取していないが、CO の測定値等から通常負荷運転時と同レベルのダイオキシン類が発生していたと考えられる。

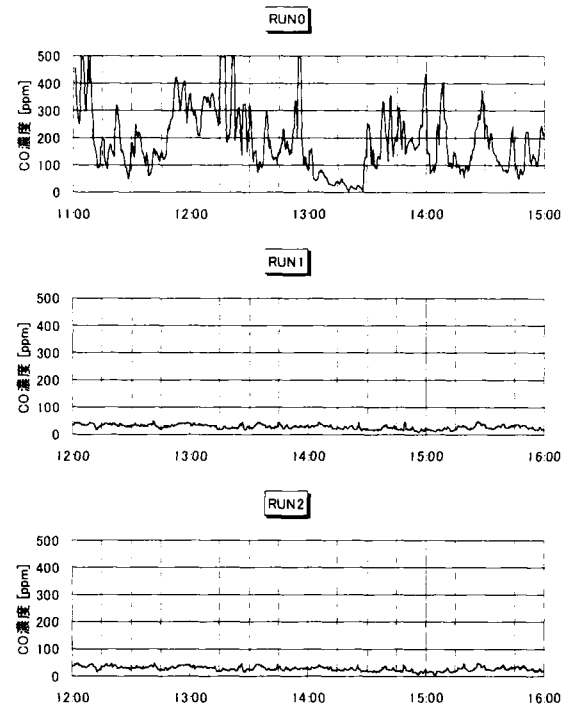


図 2.4.8 CO の経時変化(高負荷運転時)

燃焼室出口におけるダイオキシン類毒性等量を見ると、通常負荷運転時に RUN0 では  $39.8\text{ng-TEQ}/\text{m}^3_{\text{N}}$  であるのに対し、RUN1 で  $2.1\text{ng-TEQ}/\text{m}^3_{\text{N}}$ 、RUN2 では  $2.8\text{ng-TEQ}/\text{m}^3_{\text{N}}$  と大幅に減少しており、高負荷運転時においても RUN1 で  $4.3\text{ng-TEQ}/\text{m}^3_{\text{N}}$ 、RUN2 では  $2.2\text{ng-TEQ}/\text{m}^3_{\text{N}}$  と、いずれも低く、炉形状変更等の燃焼改善による効果が見られる。

また、EP 出口の分析結果では通常負荷運転時に RUN0 で  $41.2\text{ng-TEQ}/\text{m}^3_{\text{N}}$ 、RUN1 では  $11.2\text{ng-TEQ}/\text{m}^3_{\text{N}}$  であったのに対し、RUN2 では  $5.5\text{ng-TEQ}/\text{m}^3_{\text{N}}$  にまで抑制されている。高負荷運転時においても RUN1 では  $26.6\text{ng-TEQ}/\text{m}^3_{\text{N}}$  であるのに対し、RUN2 では  $3.8\text{ng-TEQ}/\text{m}^3_{\text{N}}$  にまで低減することができ、自動燃焼制御および EP 通ガス温度の低減化による効果が現れている。改造前のデータと比較すると約 10 分の 1 にまでダイオキシン類の発生を低減できたことになる。

燃焼ガスの流れに沿って、各測定点のダイオキシン類を比較すると、燃焼室出口における分析結果では、

RUN0 に比べて、RUN1 および RUN2 のデータは大幅に減少しており、燃焼改善による効果が現れている。EP 入口における分析結果を見ると、RUN1 においては燃焼室出口の値からかなりの増加が見られるのに対し、RUN2 ではほとんど増えていない。RUN1 と RUN2 の CO レベルはほぼ同じであったが、自動燃焼制御を

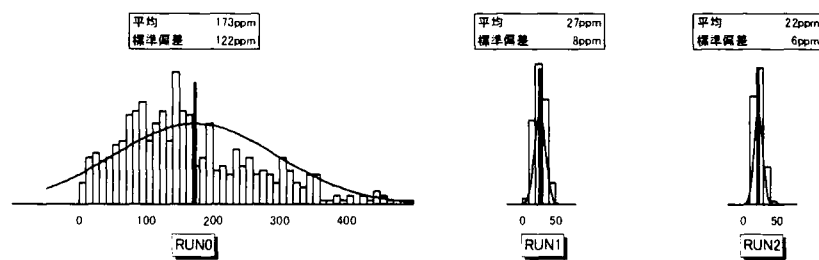


図 2.4.9 CO の頻度分布(高負荷運転時)

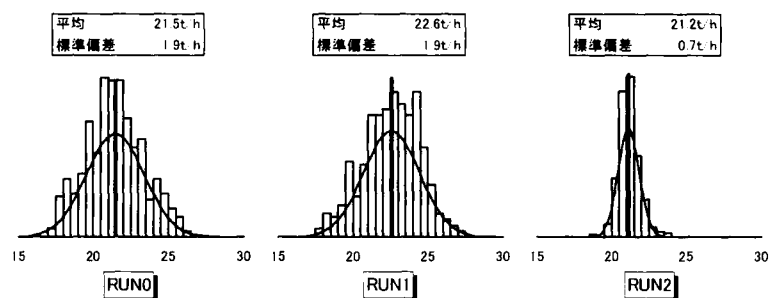


図 2.4.10 ボイラ蒸発量頻度分布(高負荷運転時)

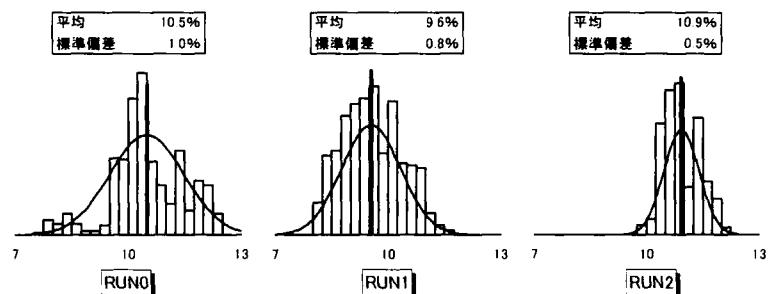


図 2.4.11 O<sub>2</sub> 濃度の頻度分布(高負荷運転時)

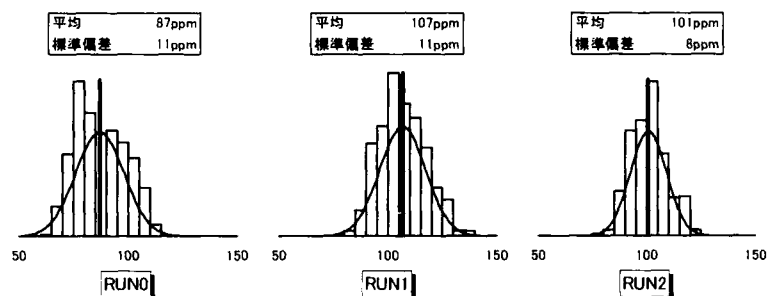


図 2.4.12 NO<sub>x</sub> 濃度の頻度分布(高負荷運転時)



導入したことによって、RUN2 ではさらに安定した燃焼が持続された結果、燃焼室出口から EP 入口までの排ガス温度低下過程におけるダイオキシン類生成が抑制されたものと推察できる。EP 灰中の未燃分量の分析結果において、RUN2 の熱灼減量および炭素分が最も低かった（熱灼減量：RUN0 = 7.7 %、RUN1 = 6.2 %、RUN2 = 4.0 %、炭素分：RUN0 = 5.0 %、RUN1 = 3.1 %、RUN2 = 1.8 %）ことより、RUN2 の安定した燃焼が示されている。

通常負荷運転時と高負荷運転時の分析結果を比較すると、RUN1 では高負荷時の方がダイオキシン類は多く発生しているが、RUN2 では高負荷運転時に最もダイオキシン類が減少している。自動燃焼制御を行う場合、低負荷運転よりもむしろ適正に焼却負荷を増加させて定格処理量に近い焼却量で運転を行った方が、安定した良好な燃焼を持続することができるという特性が現れている。結局、ごみの低位発熱量が高くなったことによる焼却量の低下という既設炉がもつ問題点を、むしろより環境負荷を低減しながら解決できるという結果を得ることができたわけである。

EP 出口における排ガス分析結果では、RUN0 および RUN1 のデータは EP 入口に比べて増加しており、また、図 2.4.15 に示す EP 灰中の PCDDs/PCDFs も高いことから、EP 内におけるダイオキシン類の二次生成が認められた。しかし、RUN2 のデータでは、QR を新設し、EP 内のガス温度を 300℃ 以上から 220℃ まで減温した結果、EP 入口に比べて EP 出口のダイオキシン類の方が低く、また EP 灰においても減少しており EP 内でのダイオキシン類の二次生成が抑制されたと考えられた。また、QR における消石灰スラリー噴霧によって酸性ガスが除去され、ハロゲン源が低減したことによってダイオキシン類が低減された可能性もある

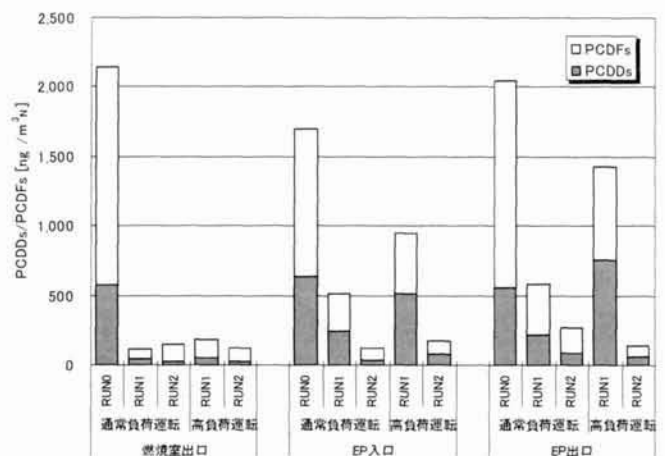


図 2.4.13 排ガス中の PCDDs/PCDFs

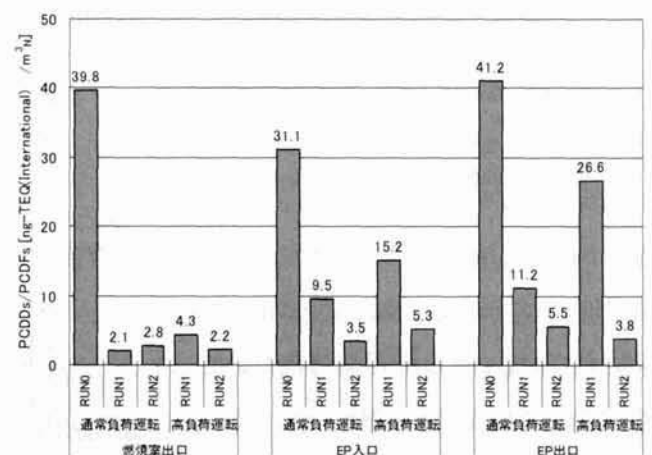


図 2.4.14 ダイオキシン類濃度の改善

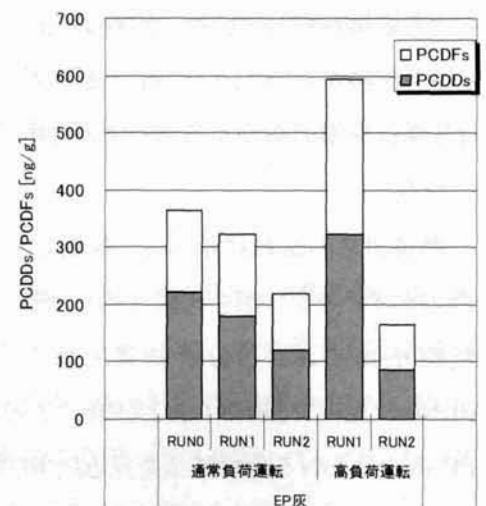


図 2.4.15 集じん灰中の PCDDs/PCDFs

が、筆者らが行った別の、水のみを噴射する実験でもダイオキシン類の低下が測定されており、温度低下による効果が大きいものと考えられた。

以上、実プラントにおいて炉形状の変更および二次空気ノズルの更新等の比較的簡単な改造を行い燃焼改善をはかった結果、CO およびダイオキシン類の発生量を大幅に減少することができた。自動燃焼制御装置の導入および EP 通ガス温度の低減化によってさらにダイオキシン類の発生は抑制され、改造前の約 10 分の 1 にまで低減することができた。また、燃焼改善に伴って懸念された NO<sub>x</sub> 発生量の増加も比較的小さく抑えることができ、これらのダイオキシン類削減技術の総合的な効果を実証することができた。

## 2.5 ダイオキシン類抑制技術を適用した新設設備における挙動<sup>18)19)20)</sup>

### 2.5.1 目的

1990 年代後半に入り、1990 年に旧厚生省より通達された旧ガイドラインに適合した新設設備が順次竣工した。前節までは主に既設炉に改造を加えてダイオキシン類の抑制を図った研究について述べてきたが、本節では新設設備に関わる研究について述べる。この研究では複数の新設設備におけるダイオキシン類の挙動を把握することを目的として、燃焼、排ガス冷却および排ガス処理の各過程におけるダイオキシン類を調査した。また、当時 PCDDs、PCDFs と同様の毒性が明らかになりつつあったダイオキシン様 PCB (以下、DL-PCBs) の挙動についてもあわせて把握した。

### 2.5.2 試験対象施設および試験方法

#### 2.5.2.1 試験対象施設

試験の対象とした実プラントの概要を表 2.5.1 に、プロセスフローを図 2.5.1 に示す。

#### 2.5.2.2 試験方法

各プラントにおいて図 2.5.1 に示すポイントで排ガス中ダイオキシン類濃度を測定した。施設 2F においては、当初二次空気の挿入点が適切でなく CO 濃度が高かったため、改造を行いその前後でダイオキシン類の測定を行った。本試験の TEF は International を使用している。また、DL-PCBs の毒性等量算出には Ahlborg ら<sup>34)</sup>の提案した毒性等価係数を用いた。

### 2.5.3 試験結果および考察

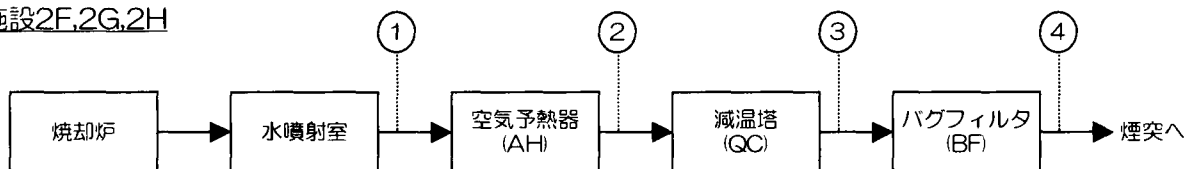
試験の結果などは、次のように分けて示す。

- 施設 2F における燃焼改善の効果
- 旧ガイドライン適合炉におけるダイオキシン類の挙動
- 空気予熱器におけるダイオキシン類の挙動
- DL-PCBs

表 2.5.1 施設 2F,2G,2G,2I,2J の概要

	施設 2F (改造後)	施設 2G	施設 2H	施設 2I	施設 2J
炉形式	准連続式 (16h/日運転)	全連続式 (24h/日運転)	全連続式 (24h/日運転)	全連続式 (24h/日運転)	全連続式 (24h/日運転)
燃焼ガス冷却方式	水噴射式	水噴射式	水噴射式	廃熱ボイラ式	廃熱ボイラ式
炉規模	65t/日	120t/日	120t/日	55t/日	300t/日
ごみ低位発熱量(kcal/kg)	2,100~2,400	2,100~2,200	2,200~2,300	2,300~2,400	2,200~2,400
ガス温度(°C)					
サンプリング点①	340	467	418	291	314
サンプリング点②	300	276	209	253	236
サンプリング点③	190	166	175	165	207
サンプリング点④	175	159	162	—	—

施設2F,2G,2H



施設2I,2J

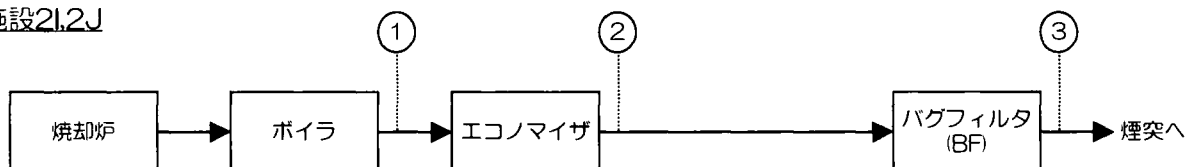


図 2.5.1 施設 2F,2G,2G,2I,2J のフローおよびサンプリング点

### 2.5.3.1 燃焼改善の効果

施設 2F におけるダイオキシン類の測定結果を図 2.5.2 に、燃焼に関わる運転データを表 2.5.2 に示す。先述のように当初二次空気の挿入箇所が適切でなく CO が 424ppm と高かった。このときのダイオキシン類は水噴射室出口では測定していないが、減温塔 (QC) 出口で 33.1ng-TEQ/m<sup>3</sup><sub>N</sub> と高く、燃焼室では同程度の発生があったと思われる。そこで、燃焼室内で未燃ガスが二次空気と有効に混合されるように二次空気吹込み位置を変更した。また二次空気量を 6,600m<sup>3</sup>/h から 10,200m<sup>3</sup>/h に増加させた。その結果、燃焼室出口ガス温度は 980°C から 842°C に低下し、ガス滞留時間も 0.2sec 短縮したが、CO は 43ppm に低下し、ダイオキシン類も QC 出口で 6.1ng-TEQ/m<sup>3</sup><sub>N</sub> に改善された。ダイオキシン類発生抑制のための燃焼の 3Ts と呼ばれる条件のうち、ガス温度およびガス滞留時間が改善前に比べて悪化したにもかかわらずダイオキシン類の発生が減少した。3Ts のうち、酸素濃度の高い状態での混合攪拌がダイ

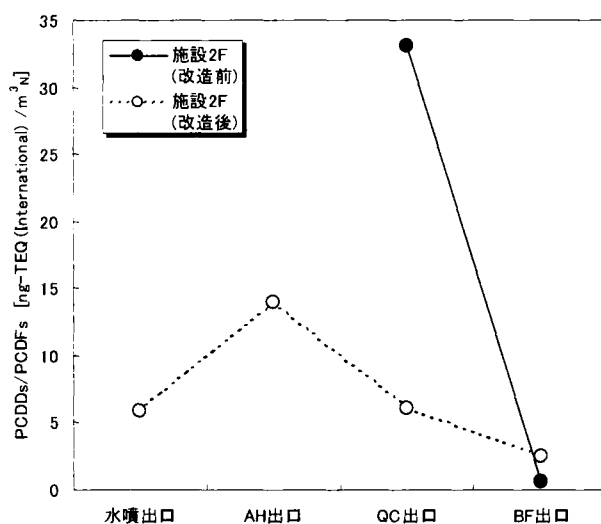


図 2.5.2 各サンプリング点におけるダイオキシン類排出挙動(施設 2F 改造前/後)

が、CO は 43ppm に低下し、ダイオキシン類も QC 出口で 6.1ng-TEQ/m<sup>3</sup><sub>N</sub> に改善された。ダイオキシン類発生抑制のための燃焼の 3Ts と呼ばれる条件のうち、ガス温度およびガス滞留時間が改善前に比べて悪化したにもかかわらずダイオキシン類の発生が減少した。3Ts のうち、酸素濃度の高い状態での混合攪拌がダイ

オキシシン類の低減に最も有効であることがわかった。

### 2.5.3.2 旧ガイドライン適合炉におけるダイオキシシン類の挙動

旧ガイドラインに示されたダイオキシシン類抑

制方法を採用入れた施設における排ガス中ダイオキシシン類の挙動について述べる。表 2.5.1 に示した施設 2G から施設 2J までの 4 つの施設を対象とした。ガス滞留時間の設計値は水噴射炉の施設 2G および施設 2H は 1 秒、ボイラ炉の施設 2I および施設 2J は 2 秒であった。ごみの低位発熱量は各施設とも設計値が 3,000kcal/kg(12,600kJ/kg)前後であり、調査時の実際のごみ質が 2,300kcal/kg(9,600kJ/kg)程度であった。調査時のごみ焼却量については、施設 2G、2H および I の各プラントが定格負荷であり、施設 2J は 110% 負荷であった。

各プラントにおけるダイオキシシン類の測定結果を図 2.5.3 に、燃焼に関わる運転データを表 2.5.3 に示す。燃焼にともない発生するダイオキシシン類の測定としては本来燃焼室出口を対象とすべきであるが、ガス流れが偏っているため信頼性の高いデータを採取できないと考え、水噴射室およびボイラの出口での測定で代用した。ダイオキシシン類の発生はガス冷却方式に関係なく CO 濃度が高いほど高い傾向が見られた。施設 2G と施設 2H はどちらも水噴射炉であるが、施設 2H は施設 2G よりもガス滞留時間が長く、CO 濃度が低いことから、ダイオキシシン類発生が抑制されたと考える。ガス滞留時間を長く確保できる点ではボイラ炉の方が水噴射炉よりも適した方式といえる。すなわち、水噴射炉では燃焼ガスが 1 秒の滞留時間を確保した後、水噴射により急冷されるのに対し、ボイラ炉では 2 秒間の滞留時間を確保したうえでその後も比較的高温を維持できる。一方でボイラ炉は、ダイオキシシン類二次生成温度域とされる 300～500℃ の温度域を通過する時間が水噴射炉

に比べて長い。本調

査によりボイラ炉においても CO 濃度を低く維持したプラントの方がダイオキシシン類濃度

表 2.5.2 3Ts に係わるデータ(施設 2F)

	施設 2F (改造前)	施設 2F (改造後)	旧ガイドライン
ガス滞留時間(sec)	1.8	1.6	≥1.0
燃焼室ガス温度(℃)	980	842	≥800
平均 CO 濃度(ppm)	424	43	≤100

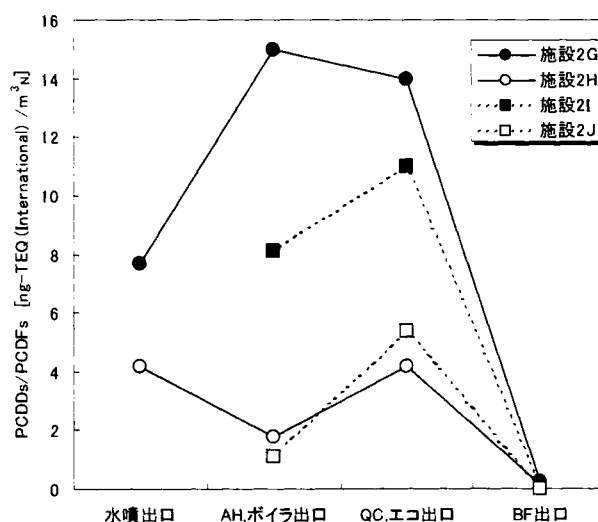


図 2.5.3 各サンプリング点におけるダイオキシシン類排出挙動(施設 2G,2H,2I,2J)

表 2.5.3 3Ts に係わるデータ(施設 2G,2H,2I,2J)

	施設 2G	施設 2H	施設 2I	施設 2J	旧ガイドライン
形式	全連続式	全連続式	全連続式	全連続式	
ガス滞留時間(sec)	1.0	1.5	2.0	2.8	≥1.0 or 2.0
燃焼室ガス温度(℃)	844	950	850	958	≥800
平均 CO 濃度(ppm)	45	6	50	14	≤50
平均 NOx 濃度(ppm)	94	118	120～140	70～90 (無触媒 脱硝あり)	—

が低い結果が得られた。したがって、ボイラ炉は二次生成域の通過時間が長いにも関わらず燃焼ガス滞留時間を長く維持できる効果が大きく、CO 濃度を低く抑えることができダイオキシン類の発生抑制に有効な方式であることがわかった。

BF 出口のダイオキシン類濃度は  $0 \sim 0.22 \text{ ng-TEQ/m}^3_{\text{N}}$  であり、旧ガイドラインの目標値  $0.5 \text{ ng-TEQ/m}^3_{\text{N}}$  を十分に達成できることが確認できた。

### 2.5.3.3 空気予熱器におけるダイオキシン類の挙動

水噴射炉においては燃焼ガスを冷却した後に間接熱交換方式の空気予熱器を設置し、排ガスの持つ熱量を利用して燃焼用空気の予熱を行うのが一般的である。ここでは空気予熱器におけるダイオキシン類の調査結果について述べる。調査は先述の水噴射炉 2 施設に加えて、別の 2 施設についても行った。各プラントにおけるダイオキシン類の測定結果を図 2.5.4 に、CO 濃度および運転時間を表 2.5.4 に示す。施設 2H 以外では空気予熱器の前後でダイオキシン類

濃度が上昇する傾向が見られた。ダイオキシン類濃度は CO 濃度との相関が見られるのが一般的であるが、本調査ではそのような傾向は見られなかった。空気予熱器におけるダイオキシン類の増加の要因として考えられるのは二次生成とともにメモリー効果である。施設 2G は 24 時間運転の全連続式であるが週に 1 回は起動停止を行っており、施設 2K および施設 2L は毎日起動停止を行っていた。4 章で述べるが、起動停止時にダイオキシン類の排出濃度が高くなることを既に把握しており<sup>35)</sup>、これとの関係を推測したものである。すなわち、施設 2G、2K および 2L では起動停止時に発生した高濃度のダイオキシン類が空気予熱

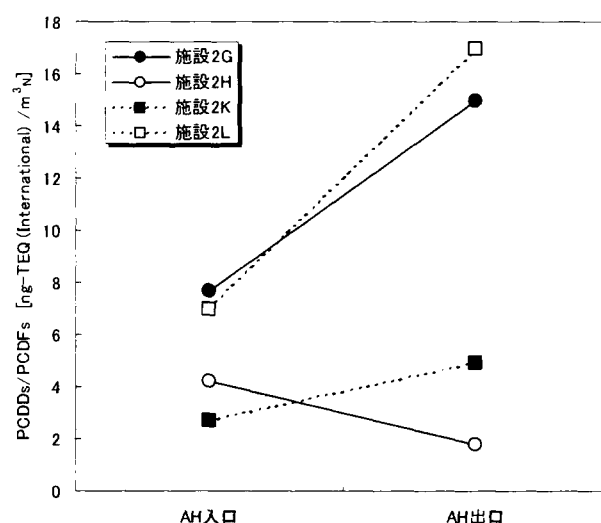


図 2.5.4 空気予熱器でのダイオキシン類の挙動

器に残存し、それらが定常運転時に排ガス側に移行したことを示唆している。

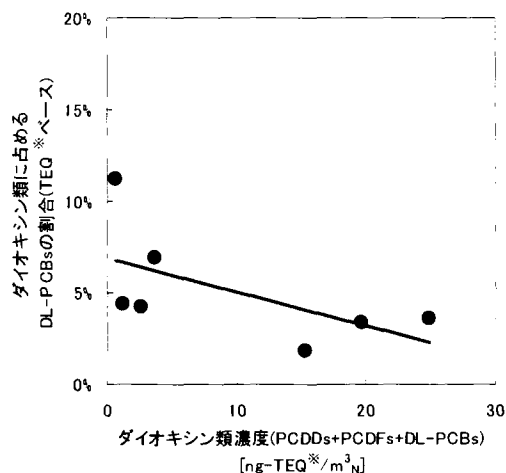
表 2.5.4 各施設の CO 濃度

形式	施設 2G	施設 2H	施設 2K	施設 2L
平均 CO 濃度(ppm)	全連続式 (24h/日運転) 45	全連続式 (24h/日運転) 6	准連続式 (16h/日運転) 45	准連続式 (16h/日運転) 26

### 2.5.3.4 DL-PCBs

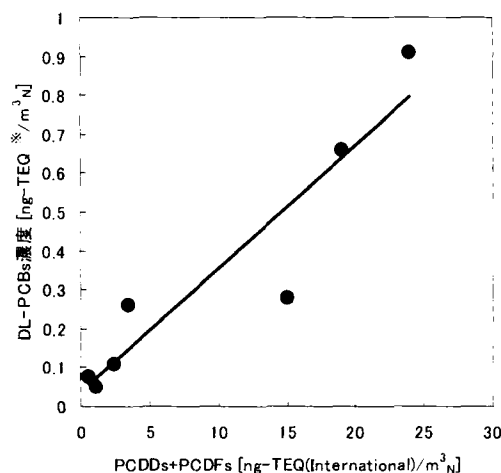
ダイオキシン類毒性等量全体に占める DL-PCBs の比率の調査結果を図 2.5.5 に示す。排ガス試料の調査結果であり、採取位置は水噴射室出口、空気予熱器出口、減温塔出口および BF 出口である。DL-PCBs の比率は 1.5～3.5%と概して低かった。しかし、PCDDs、PCDFs が排出されると必ず一定程度の DL-PCBs が排出されていることがわかった。図 2.5.6 にダイオキシン類と DL-PCBs の相関を示す。ダイオキシン類濃

度が低いほど DL-PCBs 濃度も低く、ダイオキシン類の排出を低減することにより DL-PCBs の排出も同時に抑制できるものと考えられた。



※ PCDDs/PCDFs の TEF は International、DL-PCBs の TEF は Ahlborg ら<sup>24</sup> の値を採用

図 2.5.5 ダイオキシン類濃度(TEQ)に占める DL-PCBs の割合



※ DL-PCBs の TEF は Ahlborg ら<sup>24</sup> の値を採用

図 2.5.6 ダイオキシン類と DL-PCBs の相関

## 2.6 本章のまとめ

本章では廃棄物処理におけるダイオキシン類抑制技術に関わる研究を行った。

2.2 では廃棄物の燃焼過程における未燃ガスの低減、いわゆる燃焼改善による削減技術に関わる研究について述べた。この研究では中規模の実施設を対象に、CO 濃度を指標として燃焼条件を変えた運転状態におけるダイオキシン類の排出挙動を比較した。その結果、

- 燃焼用空気の供給方法を調整し燃焼ガス温度を維持した適正な改善を行うことで、これを行わない場合に比べて EP 入口ダイオキシン類濃度を 1/10 程度にまで低減できた。ただし、EP においては通ガス温度が 300℃付近では二次生成によりダイオキシン類のガス側成分が増加し、出口濃度は約 40ng/m³<sub>N</sub>に留まった。
- EP 入口温度の影響を試験した結果、通ガス温度を 240℃以下にすることで出口ダイオキシン類濃度を 0.2～0.5ng-TEQ(International)/m³<sub>N</sub>まで低減できた。ただし EP 捕集灰も含めたダイオキシン類収支を試算したところ、排出濃度が最も低減したケースも含めた全てのケースにおいて EP 廻りでダイオキシン類が増加していた。なお HCl 濃度を 30～300ppm の範囲で変えた比較では、通ガス温度が 240℃以下の場合には HCl 濃度とダイオキシン類濃度の明確な相関は見られなかった。

この研究は、ダイオキシン類抑制技術における燃焼改善による効果の重要性を示すとともに、排ガスの集

じん方式としてEPを適用した場合に通ガス温度の低減化による排出抑制に一定の効果はあるものの、現在では新設炉に対する法規制値である  $0.1\text{ng-TEQ}/\text{m}^3_{\text{N}}$  のレベルまで到達することの困難さも示したものといえる。すなわち、集じん方式がその後、EP から BF へと移り変わることの伏線となった研究ともいえよう。

2.3 では、排ガス処理によるダイオキシン類の削減に関わる研究について述べた。この研究では、まず EP を備えた実施設からの排ガスをを用いて乾式排ガス処理の効果を確認した。その結果、

- ダイオキシン類は、乾式排ガス処理の QR での速やかな減温および BF における除去により  $1.0\text{ng-TEQ(Eadon)}/\text{m}^3_{\text{N}}$  以下に低減できた。
- 乾式排ガス処理全体の除去効率は  $90\sim 97\%$  であり、 $120\sim 180^{\circ}\text{C}$  の範囲では BF 運転温度に影響されなかった。

次に、乾式排ガス処理に排ガス中への活性炭の噴霧を付加した技術によるダイオキシン類の除去性能を確認するため、複数の実施設を対象に試験を行った。その結果、

- 活性炭の有無に関わらずダイオキシン類は BF 運転温度との相関が見られ、温度が低いほど高い除去率が得られた。活性炭を吹き込まない場合、BF 入口濃度が  $5\text{ng-TEQ}/\text{m}^3_{\text{N}}$  程度で排ガス温度を  $160^{\circ}\text{C}$  まで下げれば、旧ガイドラインの  $0.5\text{ng-TEQ}/\text{m}^3_{\text{N}}$  以下の達成が可能であることがわかった。
- 少量の(排ガス  $1\text{m}^3_{\text{N}}$  あたり  $150\text{mg}$  程度)活性炭を吹き込むことにより、 $190^{\circ}\text{C}$  以下では  $97\sim 99\%$  の除去率を示した。BF 入口濃度が同じく  $5\text{ng-TEQ}/\text{m}^3_{\text{N}}$  程度であれば  $0.1\text{ng-TEQ}/\text{m}^3_{\text{N}}$  以下の達成が可能であることがわかった。
- 同技術による排ガス中水銀の除去性能についても同時に確認し、排ガス温度が低いほど高い除去率が得られること、 $190^{\circ}\text{C}$  以下で  $98\%$  以上の除去率を示した。

排ガス処理による削減に関わるこれらの研究は、乾式排ガス処理のダイオキシン類削減の有効性を示すとともに、求められる削減レベルに応じた技術の適用に関し豊富な知見を与えたものといえる。

2.4 では、ダイオキシン類抑制技術を総合的に大規模実プラントへ適用し、削減効果を検証した調査研究について述べた。燃焼改善および集じん排ガス温度低温化のほか自動燃焼制御なども適用したもので抑制技術の効果を系統立てて整理した。この研究では、燃焼ガスの十分な混合攪拌を可能とする燃焼改善技術(炉形状および二次空気挿入方法)の内容を模型実験およびシミュレーションを踏まえて検討し、実設備にて検証を行った。その結果、

- 燃焼改善により、CO 濃度は改善前の  $100\sim 200\text{ppm}$  レベルから  $20\sim 30\text{ppm}$  まで低減され、炉出口のダイオキシン類濃度も改善前の  $40\text{ng-TEQ(International)}/\text{m}^3_{\text{N}}$  から  $2\sim 4\text{ng-TEQ(International)}/\text{m}^3_{\text{N}}$  まで低減できた。

- 燃焼改善に加え、自動燃焼装置の導入、炉内水噴射の実施および EP 通ガス温度の低減化を図った総合的なダイオキシン類抑制技術について検証した結果、蒸発量、酸素濃度および CO 濃度の変動を縮小できることを定量的に確認した。
- 燃焼改善における高温・混合攪拌燃焼に伴う NO<sub>x</sub> 濃度の大幅な上昇が懸念されたが、自動燃焼装置による安定燃焼および炉内水噴霧の効果により、10ppm 程度の上昇、100ppm 程度の濃度に抑制することが同時に可能であった。
- 炉出口ダイオキシン類は約 2ng-TEQ(International)/m<sup>3</sup><sub>N</sub> であり、発生抑制効果は高負荷運転時の方が大きかった。
- EP の低温化も含めた総合的なダイオキシン類排出抑制効果としては、改造前の約 1/10、燃焼改善のみの 1/2～1/7 まで EP 出口ダイオキシン類濃度を低減できた。

この研究は、燃焼改善と集じん温度の低温化といったダイオキシン類抑制のための要素技術を複合的に実施に適用し、それらの総合的な効果を実証したものであり、廃棄物焼却システム全体としてダイオキシン類排出抑制を安定的に低く維持するための技術を確立させたものといえる。

2.5 では、平成 2 年に旧厚生省より通達された旧ガイドラインに適合した実プラントにおける排ガス中ダイオキシン類の挙動に関する研究について述べた。その結果、

- 二次空気の挿入位置の適正化により CO 濃度およびダイオキシン類の低減を図ったプラントにおいては、燃焼の 3Ts のうち混合攪拌の促進が燃焼温度およびガス滞留時間よりも有効であることがわかった。
- 旧ガイドライン適合炉における研究では、燃焼の 3Ts を満たしたうえで CO 濃度を低く維持することで BF 出口のダイオキシン類濃度を旧ガイドラインの目標値 0.5ng-TEQ/m<sup>3</sup><sub>N</sub> 以下にできることが確認できた。
- ボイラ炉は二次生成域の通過時間が長いにも関わらず燃焼ガス滞留時間を長く維持できる効果が大きく、CO 濃度を低く抑えることでダイオキシン類の発生抑制に有効な方式であることがわかった。
- 水噴射炉の空気予熱器におけるダイオキシン類の挙動に関しては、起動停止の頻繁なプラントで定常運転時ダイオキシン類が空気予熱器前後で増加する傾向が見られた。二次生成とともに、起動停止時における高濃度のダイオキシン類の影響が空気予熱器に残り定常運転時に排ガス中に移行するという、いわゆるメモリー効果があるものと推察した。
- DL-PCBs についてはダイオキシン類毒性等量の 1.5～3.5%の寄与と、概して低い結果であった。しかし、ダイオキシン類濃度が低いほど DL-PCBs 濃度も低く、ダイオキシン類の排出を低減することにより DL-PCBs の排出も同時に抑制できるものと考えられた。

以上、本章においては廃棄物処理におけるダイオキシン類抑制に関わる各種技術に関して、それらの開



発と実施設における効果の実証にいたるまでの研究について述べた。

## 第2章参考文献

- 1) 綿貫礼子、河村宏：ダイオキシン汚染のすべて、技術と人間（1983）
- 2) F.Hasselriis：Optimization of combustion conditions to minimize dioxin emissions, Waste Management & Research, Vol.5（1987）
- 3) Environment Canada, National incinerator testing and evaluation program：Environmental characterization of mass burning incinerator technology at Quebec City, Summary Report（Sept.1986）
- 4) M.Hiraoka, N.Takeda, K.Tsumura, T.Fujiwara, S.Okajima：Control of dioxins from municipal solid waste incinerator, Chemosphere, Vol.19, Nos.1-6（1989）
- 5) T.Yamamoto, S.Inoue, M.Sawachi:Post furnace formation and progressive chlorination of PCDD and PCDF in municipal waste incinerator, Chemosphere, Vol.19, Nos.1-6（1989）
- 6) 花井義道、加藤龍夫：ごみ焼却炉における塩化水素と PCDDs, PCDFs 生成量の関係について、横浜国大環境研紀要 12（1985）
- 7) R.Takeshita, Y.Akimoto:Control of PCDDs and PCDFs in fluidized bed incinerator, Chemosphere, Vol.19, Nos.1-6（1989）
- 8) 厚生省：ダイオキシン類発生防止等ガイドライン（1990）
- 9) 厚生省：ごみ処理に係るダイオキシン類発生防止等ガイドライン（1997）
- 10) 手島肇、川嶋真、西垣正秀、竹下隆三:中小型ごみ焼却炉におけるダイオキシン類の生成／排出について（1）、第1回廃棄物学会研究発表会講演論文集、pp.277-280（1990）
- 11) 手島肇、川嶋真、西垣正秀、竹下隆三:中小型ごみ焼却炉におけるダイオキシン類の生成／排出について（2）、第1回廃棄物学会研究発表会講演論文集、pp.281-284（1990）
- 12) H.Teijima, K.Nakazato, I.Nakagawa, M.Nisigaki：PCDDs, PCDFs emission control by dry scrubbing system, Chemosphere, Vol.20, Nos10-12, pp.1899-1905（1990）
- 13) Hajime Teijima, Izoh Nakagawa, Taka-aki Shinoda, Isao Maeda：PCDDs/PCDFs reduction by good combustion technology and fabric filter with/without activated carbon injection, Chemosphere, Vol.32, No.1, pp.169-175（1996）
- 14) 手島肇、中川伊造、中尾豊、金沢優、小寺保：排ガス中のダイオキシン、水銀及び酸性ガスの同時除去・基礎実験、第4回廃棄物学会研究発表会講演論文集、pp.839-842（1993）
- 15) 手島肇、中川伊造、篠田高明、前田功:実プラントにおける活性炭吹込バグフィルタでの水銀・ダイオキシン類の同時除去、第5回廃棄物学会研究発表会講演論文集、pp.301-304(1994)
- 16) 平岡正勝、武田信生、酒井伸一、金田晃、大賀貞彦、瀬川道信、手島肇、西垣正秀、早田芳浩：既設ごみ焼却炉におけるダイオキシン類の抑制に関する研究、廃棄物学会論文誌、Vol.3, No.2, pp.26-35（1992）
- 17) 平岡正勝編著：廃棄物処理とダイオキシン対策、環境公害新聞社、平成5年8月（1993）
- 18) H.Teijima, S.Shibakawa, K.Osumi, M.Kawashima：Dioxin Emmision Behavior in MSW Incinerator Designed after Japanese Guideline for Controlling Dioxin, Chemosphere, Vol.37, Nos9-12, pp.2309-2314（1998）
- 19) 手島肇、武内豊、川嶋真：ダイオキシン対策炉におけるダイオキシン類排出挙動、第6回廃棄物学会研究発表会講演論文集、pp.295-298（1995）
- 20) 手島肇、武内豊、川嶋真：ダイオキシン対策炉における排ガス排出挙動、第17回全国都市清掃研究発表会講演論文集、pp.139-141（1996）
- 21) 平岡正勝：廃棄物処理におけるダイオキシン類の生成と制御、廃棄物学会誌、Vol.1, No.1, pp.20-37（1990）
- 22) R.Takeshita, Y.Akimoto, S.Nito, M.Nishigaki, M.Kawashima：Relationship between formation of PCDDs/DFs and control of CO and HCl levels in flue gas and gas temperature in municipal waste incinerator, Dioxin'90（1990）
- 23) 財団法人廃棄物研究財団：廃棄物処理におけるダイオキシン類標準測定分析マニュアル（1991）
- 24) 岡島重伸：ごみ焼却処理におけるダイオキシン類の制御に関する研究、環境衛生工学研究第8巻第1号、pp.32-39(1994)
- 25) 井出明、古角雅行、茂中勉:ごみ焼却排ガス中の水銀除去法(第2部)、都市と廃棄物 Vol.15, No.5,

pp.67-86(1985)

- 26) H. Braun, M. Metzger, H.Vogg : Zur Problematik der Quecksilber-Adscheidung aus Rauchgasen von Müllverbrennungsanlagen, Müll und Abfall Bd. 18, S. 62-71,89-95 (1986)
- 27) 村井正和、中川伊造、本多俊郎、前田典生 : ごみ焼却炉排ガス中の乾式水銀除去特性、第 12 回全国都市清掃研究発表会講演論文集、pp.168-170 (1991)
- 28) 平岡正勝、武田信生、高岡昌輝 : 粉粒体による排ガス中の水銀除去機構に関する研究、第 15 回京都大学環境衛生工学会シンポジウム、pp.252-257 (1993)
- 29) 武田信生、加藤秀平、中川伊造 : 粉粒体による水銀除去に関する実験的研究(第 2 報)、第 13 回全国都市清掃研究発表会講演論文集、pp.126-128 (1992)
- 30) K.H.Thomen : Contribution to the Control of Cor-rosion Problems on Incinerators with Water Wall Steam Generators, Proceedings of 1972 National In-cinerator Conference, pp.310-318 (1972)
- 31) Environment Canada:National Incinerator Testing and Evaluation Program:Environmental Character-ization of Mass Burning Incinerator Technology at Quebec City Summary Report, Report EPS 3/up/5 (June 1988)
- 32) J.D.Kilgroe : Combustion control of PCDD/PCDF emissions from municipal waste incinerators in North America, DIOXIN'90 Organohalogen Compounds, Vol.4, pp.303-308 (1990)
- 33) 流れの可視化学会 : 流れの可視化ハンドブック、朝倉書店、pp.198-203 (1981)
- 34) U.G.Ahlborg, G.C.Becking, L.S.Birnbaum, A.Brouwer, H.J.G.Derks, M.Feely, G.Golor, A.Hanberg, J.C.Larsen, A.K.D.Liem, S.H.Safe, C.Schlatter, F.Wærn, M.Younes, E.Yrjänheikki : Toxic equivalency factors for dioxin-like PCBs, Chemosphere, Vol.28, pp.1049-1067 (1994)
- 35) H.Teijima, Y.Karatsu, M.Kawashima, S.Sakai, T.Honda : Reduction of dioxin emission on start up and shut down at a batch-operational MSW incineration plant, Chemosphere, Vol.27, Nos1-3, pp.263-269 (1993)



## 第3章 廃棄物処理におけるダイオキシン類抑制対策の評価

### 3.1 はじめに

これまで述べたように、ごみ焼却施設から排出されるダイオキシン類の削減が社会的な課題となり、その対策が積極的に推進されてきた。そのなかで、ダイオキシン類対策特別措置法により平成 15 年 1 月からは既設の施設に対しても排ガス中のダイオキシン類濃度に関する厳しい基準が適用され、多くの既設炉について排ガスの高度処理による対応や新設炉への建替えが行われた。都市ごみ焼却におけるダイオキシン類対策の具体的な方法は、リサイクルの推進によるごみの減量化、焼却処理の連続運転化、燃焼の安定化と燃焼温度の高温化によるダイオキシン類の発生抑制、排ガス処理の高度化による排出量削減等が中心である。このような対策による効果は焼却施設からのエミッションである排ガス、飛灰中の濃度を測定するだけでなく、周辺環境への影響を調査し実際にその効果を検証することが望ましい。

焼却施設からの排出削減に伴う周辺環境の負荷低減をフィールド調査により検証した事例<sup>1)</sup>や焼却施設周辺の環境中濃度について拡散解析予測と実測を比較検証した事例<sup>2)3)</sup>については報告されている。しかしながら、排出削減効果の検証に関して、中長期にわたるフィールド調査や拡散解析との比較を含めて総合的に実施した研究例は見当たらない。

このようななか、本章では旧型の焼却施設から 1997 年のダイオキシンガイドラインに準拠した焼却施設への建て替えによるダイオキシン類排出量の低減効果と、それによる周辺環境への中長期的影響を明らかにした研究について述べる。

### 3.2 プラント建替えによるダイオキシン類削減効果<sup>4)5)6)</sup>

#### 3.2.1 本節の目的

約 20 年前に建てられた間欠運転式焼却施設(旧施設)をダイオキシンガイドラインに準拠した連続運転式焼却施設(新施設)に建替えた事例に注目し、その機会にダイオキシン類低減効果の把握を目的に調査を実施した。新旧両施設がそれぞれ運転されている状態で施設から排出されるダイオキシン類および周辺環境のダイオキシン類を測定、比較した。周辺環境調査では環境大気、降下ばいじん、土壌および松葉を試料として建替え前後の濃度を比較するとともに、土壌および松葉については新施設の運転開始後約 1 年および約 4 年経過した時点での測定を行い、中長期的な影響について考察を加えた。

また、排出量データおよび気象データ等をもとに大気拡散モデルを用いた解析により周辺環境中濃度の予測を行い、施設建替えに伴う周辺環境濃度の低減効果について検証した。

これらの調査研究から、ごみ焼却施設のダイオキシン類削減対策による環境負荷の低減効果を定量的に検証した。

## 3.2.2 調査解析方法

### 3.2.2.1 対象施設の概要

今回調査の対象とした施設のある地域では、従来、地区内の収集可燃ごみ等は 3 か所のごみ処理施設（いずれも間欠運転式）において焼却処理されていた。新施設計画にあたりごみ焼却処理の広域化を図り、255t/24h の連続運転式発電付の焼却施設が建設された。新施設は旧施設（120t/8h）に隣接した場所に建設された。新施設での焼却処理は平成 10 年 10 月より開始され、それに伴い旧施設は休止・解体された。新旧両施設の煙突間の直線距離は約 130m である。また施設周辺は田園地帯であり、煙突から 5～6km の範囲は四方とも平坦でその先はおおむね山（標高差 100～200m 程度）に囲まれている。

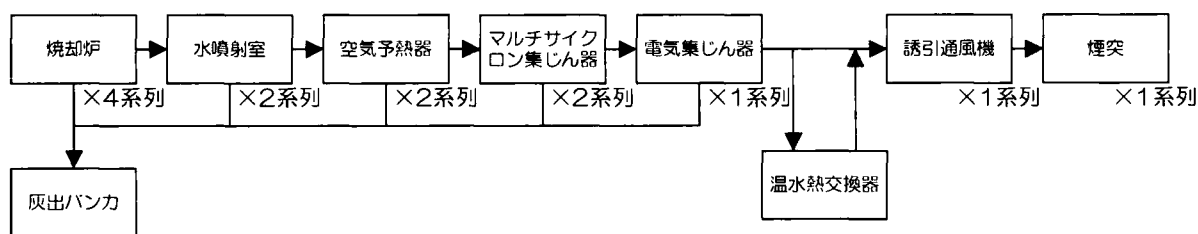
新施設で採用したダイオキシン類対策は次のとおりであり、平成 9 年 1 月通達の通称「新ガイドライン」で示された内容と一致する。すなわち、いわゆる燃焼における 3-Ts 条件である燃焼温度の高温化、二次空気による積極攪拌、燃焼室における滞留時間 2 秒以上の確保により発生抑制を図るとともに、集じん排ガス温度の低温化（集じん器出口約 160℃）と粉末活性炭の吹込みを行った上で、集じん器にはバグフィルターを採用している。

表 3.2.1 に新旧両施設の概要、図 3.2.1 に新旧両施設のフローを示す。

表 3.2.1 新旧施設の概要

	旧施設	新施設
処理能力	30t/8h × 4 炉 = 120t/日	85t/24h × 3 炉 = 255t/日
炉形式	ストーカ炉 + 水噴射 (2 炉 1 系) マルチサイクロン (2 炉 1 系)	ストーカ炉 + ボイラ (発電) 減温塔 + BF (活性炭)
排ガス処理	+ EP (4 炉 1 系) 煙突高さ 55m	+ 白煙防止空気混合 (1 炉 1 系) 煙突高さ 59m

#### 旧施設のフロー



#### 新施設のフロー

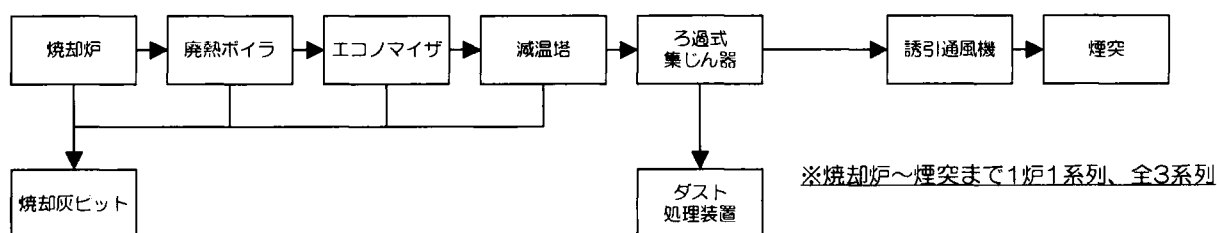


図 3.2.1 新旧施設のフロー

### 3.2.2.2 測定方法

旧施設運転状態については、施設の運転停止直前の平成 10 年 8 月から 9 月にかけて、焼却炉排ガス、焼却残渣ならびに周辺環境として環境大気、降下ばいじん、土壌、松葉のダイオキシン類(PCDDs/PCDFs および DL-PCBs)濃度の測定を行った。

一方、新施設運転状態については、平成 10 年 12 月から平成 11 年 1 月にかけて、焼却炉排ガス、焼却残渣ならびに周辺環境として環境大気、降下ばいじんの測定を行った。

また、中長期間の影響が推測される土壌と松葉については、新施設の運転が開始されて 1 年以上経過した時点(平成 11 年 11 月～12 月)と同約 4 年経過時点(平成 14 年 7 月)の 2 度、測定を行った。

排出源に関しては、旧施設では排ガス処理設備が最終的に 1 系列に集約されるために 1 か所で、新施設では炉から煙突まで 3 系列あるために 3 か所においてサンプリング、分析し平均値を求めた。ただし、焼却灰および焼却飛灰の量は運転日報から推算した。焼却排ガス、焼却残渣、降下ばいじんおよび松葉のダイオキシン類の測定は廃棄物処理におけるダイオキシン類標準測定分析マニュアル(平成 9 年 2 月、旧厚生省)<sup>7)</sup>に準拠した。環境大気の影響は有害大気汚染物質測定方法マニュアル(平成 9 年 10 月、旧環境庁)<sup>8)</sup>に、土壌の分析はダイオキシン類に係る土壌調査暫定マニュアル(平成 10 年 1 月、旧環境庁)<sup>9)</sup>またはダイオキシン類に係る土壌調査マニュアル(平成 12 年 1 月、旧環境庁)<sup>10)</sup>に準拠して行った。

周辺環境調査地点は焼却施設を中心として、煙突直近およびこの地区で風向の発現傾向の高い東西南北方向に、半径 1km、2km、5km の地点ならびにブランク地点として西 10km の地点の合計 8 地点とした。煙突直近の環境大気および降下ばいじんのサンプリング位置については、旧施設では煙突より東北東約 90m 地点の地上、新施設では煙突より北東約 70m の焼却施設工場棟の屋上(地上約 31.5m)とした。周辺環境調査の地点を図 3.2.2 に示す。

本調査を実施した平成 9 年～平成 14 年の間には、WHO による TEF(毒性等価係数)の見直しやダイオキシン類対策特別措置法の施行などがあったため、ダイオキシン類の定義や TEQ の算定条件が測定時期により異なっていた。本稿では、測定値の比較条件を統一するため、ダイオキシン類とは DL-PCBs を

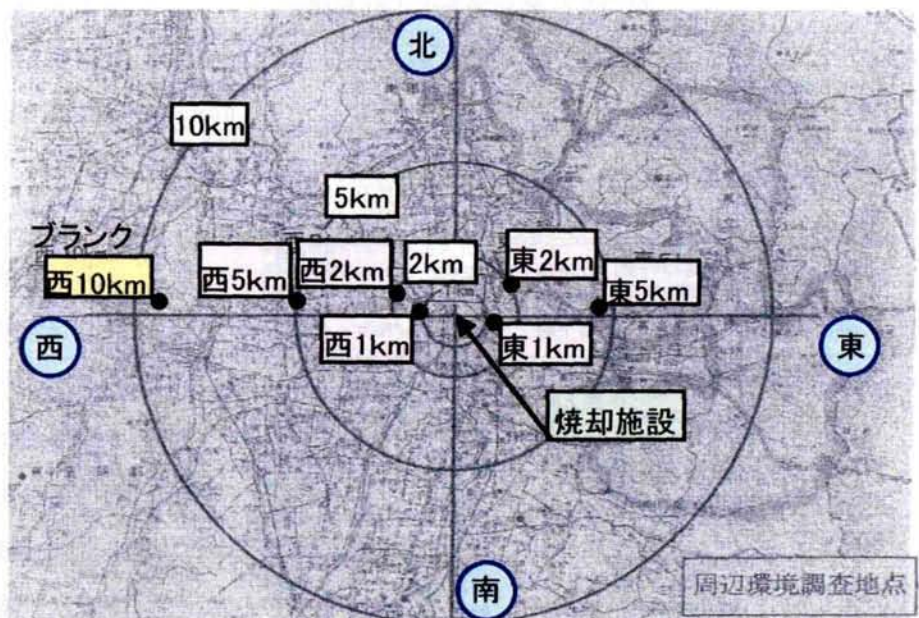


図 3.2.2 周辺環境調査地点

含めたものとし、TEFはWHO-TEF(1998)を使用して測定結果を示すものとする。

### 3.2.2.3 拡散モデル解析

#### 1) モデル解析の目的と概要

新旧両施設からのダイオキシン類排出量データ等をもとに大気拡散モデルを用いた解析により周辺環境濃度の予測を行い、先述の実測調査結果と比較することにより施設更新に伴うダイオキシン類の削減効果を検証した<sup>11)</sup>。

本研究では以下に示す構成の大気拡散モデルを用いた<sup>12)13)</sup>。

- ・基本拡散式 : ガウス型ブルーム式およびパフ式
- ・発生源モデル : 点源モデル
- ・拡散パラメータ : 一般的なPasquill-Gifford線図
- ・鉛直項、減衰項 : 粒子に対する重力沈降、乾性沈着および湿性沈着の影響を考慮
- ・気象データ : 至近観測所の気象データを入手、整理して使用
- ・予測対象 : 日平均ダイオキシン類濃度およびダイオキシン類降下量

ダイオキシン類の予測値はTEQ(毒性等量)ではなくPCDDs/PCDFs総量を対象とした。

#### 2) 発生源モデルおよび気象モデル

発生源は点源として扱った。煙源の計算諸元を表3.2.2に示す。旧施設については、日稼働時間の最初の1時間を「立上時」、稼働終了前最後の1時間を「立下時」とした。対象期間中の廃棄物日焼却量と排ガス濃度測定日の日焼却量の比を用いて、対象期間中の毎時の排ガス量とPCDDs/PCDFs排出量を算出した。排ガス中粒子の粒径分布は表3.2.3に示す他の焼却施設での実測データを用いた。

表 3.2.2 発生源モデル計算諸元

		旧施設		新施設	
煙突(高さ) 口径(等価)		1本、55 m 2.4 m		1本(集合)、59 m 0.8×3(1.4) m	
湿り排ガス量 (測定時)	立上時	57,600	m <sup>3</sup> N/h	1号	40,700 m <sup>3</sup> N/h
	定常時	88,750	m <sup>3</sup> N/h	2号	43,450 m <sup>3</sup> N/h
	立下時	84,810	m <sup>3</sup> N/h	3号	41,000 m <sup>3</sup> N/h
				合計	125,150 m <sup>3</sup> N/h
乾き排ガス量 (測定時)	立上時	52,600	m <sup>3</sup> N/h	1号	36,650 m <sup>3</sup> N/h
	定常時	69,960	m <sup>3</sup> N/h	2号	39,000 m <sup>3</sup> N/h
	立下時	69,480	m <sup>3</sup> N/h	3号	37,450 m <sup>3</sup> N/h
				合計	112,350 m <sup>3</sup> N/h
排ガス温度		242℃		162℃	
PCDDs/ PCDFs	濃度	立上時	2.13 μg/m <sup>3</sup>	1号	2.13×10 <sup>-3</sup> μg/m <sup>3</sup>
		定常時	3.44 μg/m <sup>3</sup>	2号	1.04×10 <sup>-3</sup> μg/m <sup>3</sup>
		立下時	2.56 μg/m <sup>3</sup>	3号	1.75×10 <sup>-3</sup> μg/m <sup>3</sup>
	ガス状:粒子状*	立上時	2.6 : 97.4	1号	84.5 : 15.5
		定常時	16.9 : 83.1	2号	81.7 : 18.3
		立下時	29.7 : 70.3	3号	85.7 : 14.3
	排出量	立上時	112 mg/h	1号	0.078 mg/h
		定常時	227 mg/h	2号	0.041 mg/h
		立下時	178 mg/h	3号	0.066 mg/h
				合計	0.183 mg/h

\*1 ガス状と粒子状の比率を示す。

表 3.2.3 粒径分布データ

50% 分離径 (μm)	想定径 (μm)	相対 捕集率 (%)
12.3	12.3	4.6
7.9	7.9	4.3
5.3	5.3	14.3
3.5	3.5	7.3
2.3	2.3	15.7
1.2	1.2	22.7
0.7	0.7	12.2
0.46	0.46	7.0
0.0	0.23	11.9

気象データに関しては本施設の至近の気象観測所より入手した。東南東約 8km にあるアメダス測定局における風向、風速、降水量の観測データを用い、北東約 30km にある地方気象台の日射量(昼間)、雲量(夜間)の観測データより「窒素酸化物総量規制マニュアル」<sup>12)</sup>記載の方法に基づき大気安定度を算定した。

### 3) 大気拡散モデル

本研究に用いた大気拡散モデル式は「窒素酸化物総量規制マニュアル」<sup>12)</sup>および「浮遊粒子状物質汚染予測マニュアル」<sup>13)</sup>記載の方法に基本的に準じ、ガウス型プルーム式およびパフ式を基本とした。表 3.2.4 にモデル式を示す。風速区分に応じ、有風時(風速 1.0m/s 以上)にはプルーム式、弱風時(風速 0.5~0.9m/s)および無風時(風速 0.4m/s 以下)にはパフ式と使い分けた。乾性沈着、重力沈降および降水時の降水沈着を考慮した。なお、弱風時および無風時は乾性沈着による排煙からの減少は考慮していない。

有効煙突高さの算出式には、排煙上昇過程および粒子の沈降効果を考慮した。前者は煙突から排出された煙が有効煙突高さに達するまでの上昇過程を取り入れたもので、後者は排煙中粒子の煙流主軸が風下に向かって下降する効果を組み入れたものである。

拡散パラメータの算出にあたっては、

表 3.2.4 大気拡散モデル式

1. 有効煙突高さ( $H_e$ )計算式	
1.1 排煙上昇高さ	有風時、排煙上昇過程での煙流の影響を考慮
1.1.1 有風時 (風速 1.0m/s 以上)	下記①および②式の低い方の値を採用 ① CONCAWE 式: $\Delta H = 0.175 Q_H^{1/2} \cdot u^{-3/4}$ (1.1.1) ② 有風時 Briggs 式 中立・不安定時 ( $0.0022 < d\theta/dz < 0.0085$ ): $x < 10H_0$ $\Delta H = 0.538 Q_H^{1/3} x^{2/3} / u$ (1.1.2) $10H_0 < x$ $\Delta H = 2.5 Q_H^{1/3} H_0^{2/3} / u$ (1.1.3) 安定時 ( $0.0085 \leq d\theta/dz$ ): $x < 12.7 \frac{u}{(d\theta/dz)^{1/2}}$ $\Delta H = 0.538 \frac{Q_H^{1/3} x^{2/3}}{u}$ (1.1.4) $12.7 \frac{u}{(d\theta/dz)^{1/2}} < x$ $\Delta H = 2.96 \left( \frac{Q}{u(d\theta/dz)} \right)^{1/3}$ (1.1.5)
1.1.2 無風・弱風時 (風速 0.9m/s 以下)	下記①及び②式の値を用い、当該風速で内挿。ただし無風時の風速は 0.4m/s で内挿 ① CONCAWE 式 (1.1.1)と同じ、ただし $u=1.0$ m/s ② 無風時 Briggs 式: $\Delta H = 1.4 Q_H^{1/4} \cdot (d\theta/dz)^{3/8}$ (1.1.6)
1.2 粒子沈降効果	$He \rightarrow He - v_s x / u$ 、ただし $v_s = 2r^2 \rho_p g / 9\mu\rho_a$ (1.2.1)
2. 大気中濃度・地表面沈着量計算式	
2.1 降水時	乾性沈着、降水沈着および重力沈降を考慮
2.1.1 有風時 (風速 1.0m/s 以上)	大気中濃度: プルーム式、ただし汚染物質排出量は次式 $Q'(x) = Q_0 \cdot \exp \left\{ - \sqrt{\frac{2}{\pi}} \frac{v_d}{u} \int_0^x \frac{1}{\sigma_z} \exp \left( - \frac{He^2}{2\sigma_z^2} \right) dx - \frac{\Lambda}{u} x \right\}$ (2.1.1) 降水沈着流束: $w(x, y) = w_d + w_r = v_d \cdot C(x, y, 0) + \int_0^\infty \Lambda \cdot C(x, y, z) dz$ (2.1.2) $= \left\{ \frac{v_d}{\pi \sigma_y \sigma_z u} \exp \left( - \frac{He^2}{2\sigma_z^2} \right) + \frac{\Lambda}{\sqrt{2\pi} u \sigma_y} \right\} Q' \exp \left( - \frac{y^2}{2\sigma_y^2} \right)$ 地表面沈着量: $D = w_s \times 3,600 + v_d \cdot C(x, y, 0) \times 3,600$ (2.1.3)
2.1.2 弱風時 (風速 0.5~0.9m/s)	大気中濃度: 弱風パフ式(乾性沈着による排煙からの減少は考慮しない) 降水沈着流束: $w_r(x, y) = \int_0^\infty \Lambda C(x, y, z) dz$ (2.1.4) 地表面沈着量: (2.1.3)と同じ
2.1.3 無風時 (風速 0.4m/s 以下)	大気中濃度: 簡易パフ式(乾性沈着による排煙からの減少は考慮しない) 降水沈着流束: $w_r(R) = - \frac{\Lambda Q_0}{2\sqrt{2\pi} \alpha R} \exp(-\Lambda t)$ (2.1.5) 地表面沈着量: $D = \int_0^\infty w_r(R) dt + v_d \cdot C(R, 0) \times 3,600 = \frac{Q_0}{2\sqrt{2\pi} \alpha R} \{ 1 - \exp(-3,600 \Lambda) \} + v_d \cdot C(R, 0) \times 3,600$ (2.1.6)
2.2 無降水時	乾性沈着、重力沈降を考慮。
2.2.1 有風時 (風速 1.0m/s 以上)	大気中濃度: プルーム式 地表面沈着量: $D = v_d \cdot C \times 3,600$ 、 $v_d = v_s + 0.006u'$ (2.2.1)
2.2.2 弱風時 (風速 0.5~0.9m/s)	大気中濃度: 弱風パフ式(乾性沈着による排煙からの減少は考慮しない) 地表面沈着量: (2.1.6)と同じ
2.2.3 無風時 (風速 0.4m/s 以下)	大気中濃度: 簡易パフ式(乾性沈着による排煙からの減少は考慮しない) 地表面沈着量: (2.1.6)と同じ
3. パラメータ	
$H_e$ : 有効煙突高さ(m) ( $H_e = H_0 + \Delta H$ )	$r$ : 粒子半径(m)
$H_0$ : 煙突の実高さ(m)	$\rho_p$ : 粒子の比重 ( $\text{kg/m}^3$ —通常は、1,000)
$\Delta H$ : 排煙の上昇高さ(m)	$g$ : 重力加速度 ( $9.8 \text{m/s}^2$ )
$Q_H$ : 排出熱量 (cal/s)	$\mu$ : 空気の動粘性係数 ( $1.5 \times 10^{-6} \text{m}^2/\text{s}$ )
$Q_H = \rho \cdot C_p \cdot Q \cdot \Delta T$	$\rho_a$ : 空気の比重 ( $\text{kg/m}^3$ —通常は、1.25)
$\rho$ : 0°Cにおける排ガス密度 ( $1.293 \times 10^3 \text{g/m}^3$ )	$C$ : 地上濃度 ( $\text{mg/m}^3$ )
$C_p$ : 定圧比熱 (0.24cal/K/g)	$\sigma_y, \sigma_z$ : 水平、鉛直方向の拡散パラメータ(m) 、プルーム式
$Q$ : 単位時間当たりの排ガス量 ( $\text{m}^3/\text{s}$ )	$Q_0$ : 汚染物質の排出量 ( $\text{mg/s}$ )
$\Delta T$ : 排出ガス温度と気温 (15°C)の 温度差 (K)	$\Lambda$ : 洗浄係数 (—)
$u$ : 風速 (m/s)	$w_d$ : 乾性沈着流束 ( $\text{mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$ )
$d\theta/dz$ : 温位勾配 (°C/m)	$w_r$ : 降水沈着流束 ( $\text{mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{s})$ )
昼間: 0.003、夜間: 0.010	$\alpha, \gamma$ : 水平、鉛直方向の拡散パラメータ(m/s) 、パフ式
$x$ : 風向に沿った風下距離 (m)	$t$ : 時間 (s)
$y$ : 風向に直角な風下距離 (m)	$R$ : 煙源からの距離 (m)
$z$ : 地表面からの高さ (m)	$v_d$ : 沈着速度 (m/s)
$v_s$ : 粒子沈降速度 (m/s)	$u'$ : 地上風速 (m/s)
	$D$ : 地表面沈着量 ( $\text{mg}/(\text{m}^2 \cdot \text{h})$ )



有効煙突高さが高く平均的拡散場としては上層拡散場に属する煙源と考えられることから、拡散パラメータを導く大気安定度として、地上気象から算定された安定度よりも一定程度中立にシフトした安定度を基本とした。拡散パラメータとしては、「窒素酸化物総量規制マニュアル」<sup>12)</sup>記載の Pasquill-Gifford Ⅱおよび「無風・弱風時に係わる拡散パラメータ」を使用した。

計算は気象観測データの頻度より1時間毎の定常状態として行い、環境濃度測定期間(大気:約1日間、降下ばいじん24日間または41日間)を対象に予測値を得た。調査期間中の平均風速は1m/s前後であり、排煙吐出速度からしてダウンウォッシュ等の影響が考えられる気象条件は観測されなかった。また東西の風向発現頻度が高かった。

### 3.2.3 結果と考察

#### 3.2.3.1 新旧施設の運転状況とダイオキシン類排出

新旧焼却施設の運転状況とダイオキシン類濃度の測定結果を表 3.2.5 に、新旧両施設からのゴミ1トンあたりのダイオキシン類排出量の比較を図 3.2.3 に示す。

旧施設におけるダイオキシン類測定結果では、排ガス中濃度が 120ng-TEQ/m<sup>3</sup><sub>N</sub>、焼却灰中濃度 0.0065ng-TEQ/g、飛灰中濃度 24ng-TEQ/g であった。これらの数値と当日のごみ処理量、焼却灰、焼却飛灰の排出量から推算した施設からのダイオキシン類総排出量は約 120mg-TEQ/day、ゴミ1トンあたりでは約 1,300 μg-TEQ であった。またその内訳は、排ガスからの排出が約 50%、飛灰約 50%、焼却灰 0.1%未満であり、施設からのダイオキシン類の排出のほとんどが排ガスおよび焼却飛灰に伴うものであった。

一方、新施設におけるダイオキシン類測定結果では、排ガス中濃度が 0.0010～0.019ng-TEQ/m<sup>3</sup><sub>N</sub>(3 炉の平均:0.012ng-TEQ/m<sup>3</sup><sub>N</sub>)、飛灰中濃度が 0.57～1.3ng-TEQ/g(3 炉の平均:0.88ng-TEQ/g)、焼却灰中濃度が 0.0012～0.0048ng-TEQ/g(3 炉の平均:0.0027ng-TEQ/g)であった。これらの数値と当日のごみ処

表 3.2.5 新旧焼却施設の運転状況とダイオキシン類濃度の比較

項目			旧施設	新施設
施設 運 転 状 況	ごみ処理量と運転時間	排出源調査時	90t/10h	240t/24h
		環境大気調査時	138t/12h および 90t/10h	457t/48h
		降下ばいじん 調査時	2,862t/22 日	5,104t/31 日
	排出源データ	排ガス量(乾き) 焼却灰量 *2 飛灰量 *2	65,960m <sup>3</sup> <sub>N</sub> /h・4 炉 9,400kg/日・4 炉 2,400kg/日・4 炉	37,450m <sup>3</sup> <sub>N</sub> /h・炉 *1 22,000kg/日・3 炉 7,000kg/日・3 炉
ダイ オ キ シ ン 類 濃 度	排ガス (O <sub>2</sub> =12%換算値) (単位:ng-TEQ(WHO)/m <sup>3</sup> <sub>N</sub> )	ダイオキシン類	120	0.012 *1
		PCDDs/PCDFs	110	0.012 *1
		DL-PCBs	3.8	0.0000067 *1
	焼却灰 (単位:ng-TEQ(WHO)/g)	ダイオキシン類	0.0065	0.0027 *1
		PCDDs/PCDFs	0.0060	0.0027 *1
		DL-PCBs	0.00046	0.00000029 *1
	焼却飛灰 (単位:ng-TEQ(WHO)/g)	ダイオキシン類	24	0.88 *1
		PCDDs/PCDFs	23	0.86 *1
		DL-PCBs	0.71	0.018 *1

\*1 3 炉の平均値。

\*2 運転日報からの推定値。

理量などから推算した施設からのダイオキシン類総排出量は約6mg-TEQ/day、ごみ1トンあたりでは約26 $\mu$ g-TEQであった。ごみ1トンあたりでは新施設からの排出は旧施設の約1/50に低減されたこととなる。排ガス、焼却灰および焼却飛灰すべてからの排出量が大きく削減されており、なかでも施設全体の排ガスによる大気環境への排出では旧施設の57mg-TEQ/dayから新施設の0.019mg-TEQ/dayへと約1/3000

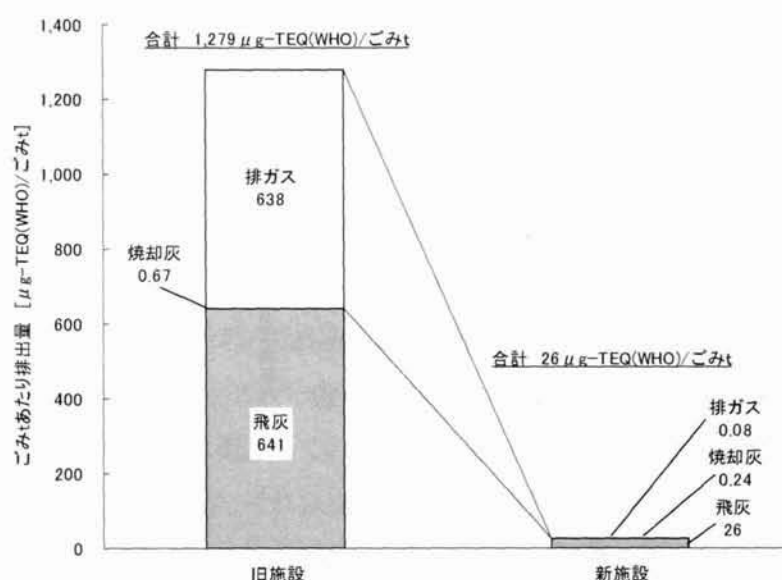


図 3.2.3 ダイオキシン類排出量比較

に低減され、排ガスにおける削減効果が最も大きい。新施設におけるダイオキシン類排出量の内訳は、排ガス約0.3%、焼却灰約1%、焼却飛灰約99%であり、施設から排出されるダイオキシン類のほとんどが飛灰中に含まれていたことが分かる。

また調査結果から PCDDs/PCDFs および DL-PCBs に関して次の傾向が見られた。PCDDs/PCDFs と DL-PCBs ともすべての試料で新施設における濃度が旧施設より低下した。ダイオキシン類のうち DL-PCBs の占める比率は総じて低く、すべての試料で10%未満であった。したがって、ダイオキシン類総排出量の削減の多くが PCDDs/PCDFs 排出量の削減の寄与によるものであったといえる。排出量の削減について媒体別に見ると、PCDDs/PCDFs、DL-PCBs とともに排ガスからの排出削減が最も多かった。

### 3.2.3.2 周辺環境

周辺環境調査では、環境大気、降下ばいじん、表層土壌、松葉の4試料に対してダイオキシン類の分析を行った。これらのうち環境大気と降下ばいじんについては施設建替え(以下「施設更新」という)の前後に旧施設および新施設のそれぞれが運転している状態において測定し、分析結果を比較した(以下、「施設更新前」および「施設更新後」と呼ぶ)。また、表層土壌と松葉については、旧施設停止前の平成10年9月に採取した施設更新前のサンプルと、新施設の試運転を含めたごみ焼却運転開始後約1年経過後の平成11年11月および同約4年後の平成14年7月に採取したサンプルの分析を行い比較した(以下、「施設更新後1年」および「施設更新後4年」と呼ぶ)。

#### 1) 環境大気

環境大気の結果を図3.2.4に示す。ダイオキシン類濃度の範囲は施設更新前で0.077～0.48pg-TEQ/m<sup>3</sup>、施設更新後では0.056～0.19pg-TEQ/m<sup>3</sup>であった。施設更新前では施設直近を頂点とし、距離が離れるにつれ減少する傾向が見られるが、施設更新後ではその傾向は顕著でない。西10km地点で

は、施設更新前  $0.048\text{pg-TEQ}/\text{m}^3$ 、施設更新後  $0.022\text{pg-TEQ}/\text{m}^3$  の値であり、おおむねこの程度の数値がこの地域のバックグラウンド<sup>1</sup>の値と考えられる。

図中には示していないが、DL-PCBs 濃度の範囲は施設更新前  $0.010 \sim 0.029\text{pg-TEQ}/\text{m}^3$ 、施設更新後  $0.0030 \sim 0.0072\text{pg-TEQ}/\text{m}^3$  であり、ダイオキシン類全体に占める比率は 3.7～13%と小さい。また DL-PCBs のみで見ても、ダイオキシン類同様、施設更新前に見られた距離減衰の傾向が、施設更新後には顕著でなくなっている。施設更新後の各地点の値は、バックグラウンドとして選んだ西 10km 地点での施設更新前の値 ( $0.048\text{pg-TEQ}/\text{m}^3$ ) と同等のオーダーにまで低減している。

## 2) 降下ばいじん

降下ばいじんの分析結果を図 3.2.5 に示す。ダイオキシン類濃度の範囲は施設更新前で  $25 \sim 2500\text{pg-TEQ}/\text{m}^2/\text{day}$  であり、煙突直近で鋭いピークを示し、1km 以遠ではおおむね距離による減衰傾向がみられた。施設更新後では  $22 \sim 29\text{pg-TEQ}/\text{m}^2/\text{day}$  の範囲であり、バックグラウンドとして選んだ西 10km 地点での施設更新前の値 ( $22\text{pg-TEQ}/\text{m}^2/\text{day}$ ) と同等な値で、かつ距離による差はほとんど見られない。

図中には示していないが、DL-PCBs 濃度の範囲は施設更新前  $1.1 \sim 110\text{pg-TEQ}/\text{m}^2/\text{day}$ 、施設更新後  $0.94 \sim 1.3\text{pg-TEQ}/\text{m}^2/\text{day}$  であり、環境大気と同様に、ダイオキシン類全体に占める比率は 1.8～17%と小さい。また、施設更新前における距離減衰

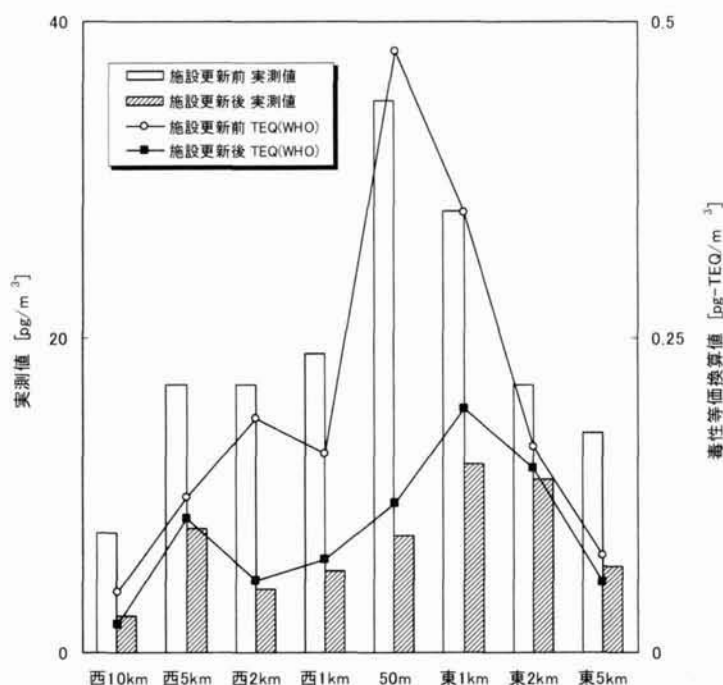


図 3.2.4 環境大気中のダイオキシン類濃度

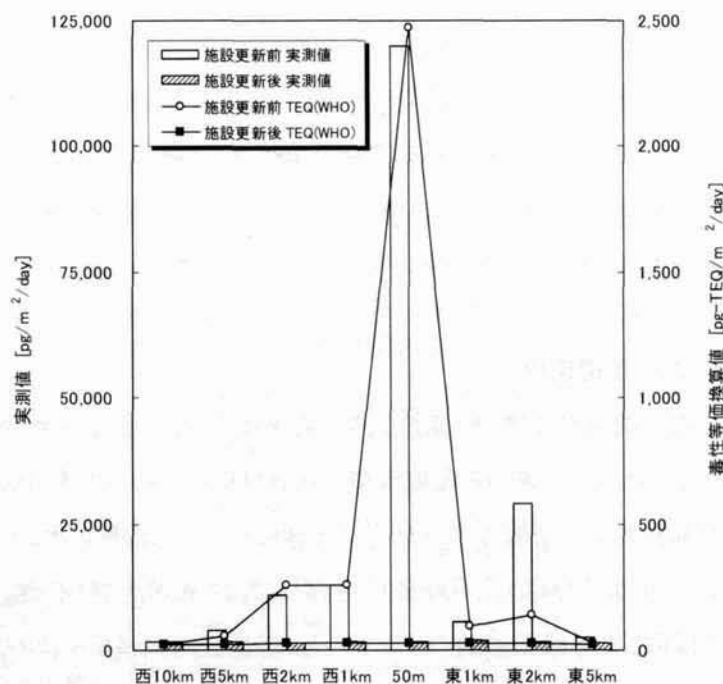


図 3.2.5 降下ばいじんのダイオキシン類濃度

<sup>1</sup> ここで使用している「バックグラウンド」という用語は、極地等の地球規模でのバックグラウンドではなく、焼却施設などの影響がほとんどないと考えられる西 10km の地点の数値を示すものである。

と施設更新後における平準化の傾向はダイオキシン類全体と同様に DL-PCBs でも見られた。

施設更新前の降下ばいじん中ダイオキシン類が施設直近で際立って高い値を示した原因としては次のようなことが考えられる。焼却炉が間欠運転式であったために、不完全燃焼の時間帯があった(毎日の起動・停止時に発煙が見られた。)。集じん装置が電気集じんであったために、バグフィルターに比べ集じん効率が悪かった。旧施設の灰搬出設備が屋外にあり、焼却残渣の飛散の影響があった。

### 3) 土壌

土壌の分析結果を図 3.2.6 に示す。土壌のダイオキシン類濃度は、施設更新前→施設更新後 1 年→施設更新後 4 年の順に、7.5~280pg-TEQ/g(図中○)→2.1~42pg-TEQ/g(図中■)→2.7~21pg-TEQ/g(図中◇)と、いずれも新施設稼動後年数を経るにつれ低下している。ダイオキシン類排出削減による土壌中濃度への影響は1年程度では全て現れるものではなく、それ以上の中長期を要することを示すデータと考えられる。また施設直近をピークとした距離減衰が、施設更新前では明確に、施設更新後 1 年では緩やかに見られていたが、施設更新後 4 年ではその傾向が顕著ではない。環境大気や降下ばいじんのダイオキシン類に見られた傾向と同様であるが、それに要する年月は環境大気および降下ばいじんが数ヶ月以内であったのに対し、土壌の場合 1~4 年の中長期まで及んだ。なお、DL-PCBs の TEQ 値に対する寄与は 2~5%程度であった。

西 10km 地点の濃度に顕著な経年変化は見られず、1.3~2.2pg-TEQ/g である。国内の一般環境調査<sup>14)</sup>の平均値 3.4pg-TEQ/g と同レベルである。

なお、土壌中ダイオキシン類の濃度変化には、主排出源の影響以外に、客土や局所発生源等の有無によるもの、降雨流出や光分解による低下、

除草剤の有無などが関係する。これらと同様の課題を指摘する研究事例もあり<sup>1)15)16)</sup>、試料の中長期的履歴が明確に把握できない場合があることに留意が必要である。本調査でも特異な事情による影響が一部推測され、たとえば、旧施設の仕様(焼却残渣搬出設備が屋外式であること等)、旧施設撤去工事等に伴うサンプリング位置の変更、試料採取地用途の特異性(神社、庭または公園であり、たき火や客土による影響が推察される)が挙げられる。

### 4) 松葉

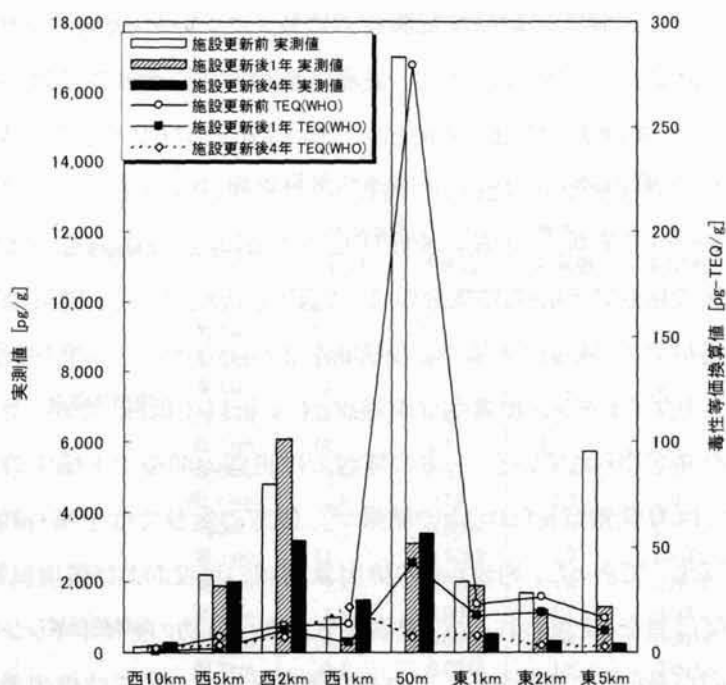


図 3.2.6 土壌のダイオキシン類濃度

松葉の分析結果を図 3.2.7 に示す。松葉のダイオキシン類濃度の経年変化を上述の土壌と同様に見ると、9.1 ～ 67pg-TEQ/g ( 図 中 ○ ) → 1.0 ～ 4.3pg-TEQ/g ( 図 中 ■ ) → 0.58 ～ 2.4pg-TEQ/g ( 図 中 ◇ ) であった。採取した試料は施設更新前および施設更新後 4 年では 2 年葉であり、施設更新後 1 年では既設炉運転の影響を排除するため 1 年葉とした。つまり、施設更新前の試料は約 16 か月間旧施設運転の環境下にあり、施設更新後 1 年および施設更新後 4 年ではそれぞれ約 7 か月間および約 15 か月間新施設運転の環境下にあったと考えられ

る。施設更新後 1 年の試料が 1 年葉であり、環境に曝された期間が他の試料のおおむね半分であることから、約 2 倍の濃度として他試料と比較するのが妥当である。このことから、松葉中のダイオキシン類濃度には土壌と同様な経年低下傾向が見られる。距離減衰の傾向が施設更新後 4 年において顕著ではなくなったことも土壌と同様であった。DL-PCBs の TEQ 値に対する寄与は 15～33%程度であった。

### 3.2.3.3 施設建替に伴う排出量削減と周辺環境濃度の変化

以上の調査により、焼却施設の建替えに伴いダイオキシン類排出量が大幅に削減され、施設周辺における環境大気、降下ばいじん、表層土壌および松葉の各試料中ダイオキシン類濃度が減少するという結果を得た。本調査と類似の事例として、焼却施設の排ガス処理設備を更新し、更新前後の排出量や周辺環境試料中濃度を測定、比較した調査研究が国内外にある<sup>17)18)19)20)21)</sup>。産業廃棄物焼却施設におけるバグフィルターへの更新、その後の施設休止に伴う環境大気の調査では<sup>17)</sup>、更新前の濃度が、更新により約 1/10 に、施設休止によりさらに数分の 1 に低下したとしている。電気集じん器からバグフィルターへの更新前後に煙突排ガス、周辺の土壌および植物を 2 か所の都市ごみ焼却施設において調査した事例<sup>18)19)20)21)</sup>では、排ガス中ダイオキシン類濃度は両施設とも 1 桁以上低減したが、更新前後の周辺環境の変化については異なる結果が得られている。一方の施設では更新の前後で土壌中濃度では明確な差は見られないが植物中濃度では有意差が見られるとの結果<sup>20)</sup>、他方の施設では土壌・植物とも更新の前後で有意差が見られないとの結果<sup>21)</sup>であった。施設からの排出量削減の程度および環境試料採取地点と施設との距離等の条件により程度は異なると思われるが、環境大気および植物のダイオキシン類の低減に関しては本調査結果と同様の傾向が見られた報告もあり、これらの環境試料については排出量削減の効果が現れることを示唆するものと考えられる。

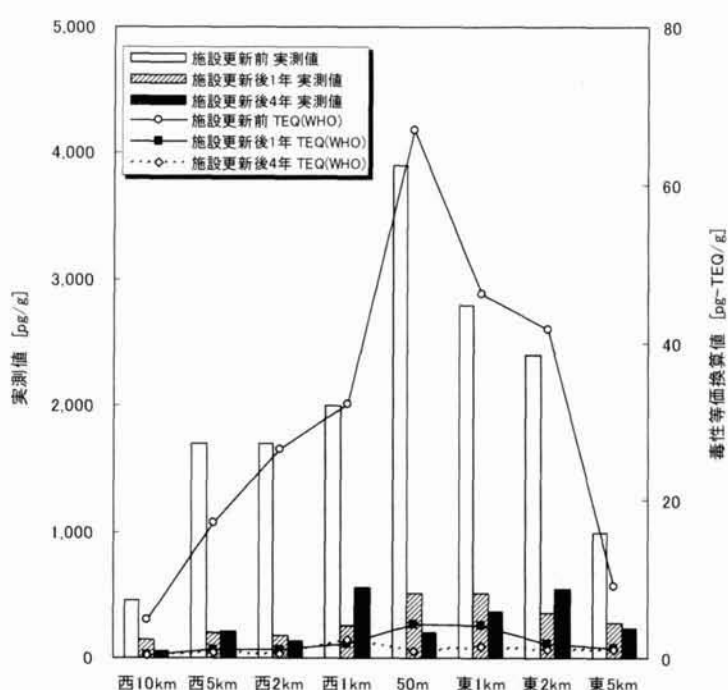


図 3.2.7 松葉のダイオキシン類濃度

また本調査では、施設から距離が離れるほど環境試料中ダイオキシン類濃度が低減する傾向、すなわち距離減衰の傾向が、特に施設更新前に明確に見られた。この距離減衰に関して考察を加えた調査研究事例も国内外にある<sup>1)18)21)22)</sup>。焼却施設周辺における土壌と植物のダイオキシン類濃度を調査した事例<sup>18)21)</sup>では、植物には見られるが土壌には距離減衰が見られないとする結果であり、焼却施設周辺の土壌を調査した別の事例<sup>22)</sup>でも距離減衰の傾向が見られなかったとしている。一方、ダイオキシン類排出量が非常に多い施設周辺の調査<sup>1)</sup>では土壌に距離減衰の傾向が見られたとしている。土壌については距離減衰の傾向が見られないとする報告の方が多いが、施設からの排出量が多い場合には距離減衰の傾向が確認されている。本調査でも排出量の多い施設更新前に土壌および松葉のダイオキシン類濃度に距離減衰が確認され、施設更新により排出量が低減されたのに伴いその傾向が明確に見られなくなっており、先の研究事例と同様の挙動であると推察される。

### 3.2.3.4 拡散解析結果

気象観測データより、降水量は大気濃度測定期間では施設更新前後とも0mmであり、降下ばいじん測定期間では施設更新前33mm/24日、施設更新後18mm/41日であった。

表3.2.6に大気中濃度および降下量の予測結果を示す。また表には実測値を併記した。

ダイオキシン類排出量の比較的多い施設更新前において予測値と実測値がよく一致している。大気中PCDDs/PCDFs濃度を見ると、予測値と実測値の差は実測値の30～90%程度であり、オーダー的に一致したものと見える。なお最高濃度が実測値では施設直近の50m地点であるのに対し予測値では東1km地点であった。この一因として風速データの分解能が低かった(1m/s単位のデータ)ため、弱風頻度の多い本地域での解析の精度に影響したことが考えられる。降下量では施設直近も含め、さらに大気中濃度よりも遠方の数km程度の範囲まで予測値と実測値が良い整合を示した。ばいじんの予測対象期間が3週間以上と大気中濃度の1日に対して長かったことが良好な整合性の主因と考えられる。

ダイオキシン類排出量が1000分の1に減

少した施設更新後1年においては、大気中濃度の予測値が $\text{fg}/\text{m}^3$ のオーダーで実測値より3オーダー低く、降下量の予測値も実測値より2～4オーダー低い結果となった。施設更新前は環境中濃度に対する施設からの排出の影響が支配的であるのに対し、施設更新後は本調査における設定条件の範囲(期間、空間および排出強度など)では少なくとも施設からの影響がほとんど予測されないことを示す結果であると考えられる。

表 3.2.6 周辺環境 PCDDs/PCDFs の予測結果

対象期間	測定地点	大気中濃度( $\text{pg}/\text{m}^3$ )		降下量( $\text{ng}/\text{m}^2/\text{day}$ )	
		実測値	予測値	実測値	予測値
施設更新前	50m	29	3.5	110	100
	東 1km	22	27	5.3	9.7
	東 2km	12	12	29	8.1
	東 5km	6	4.7	2.3	4.7
	西 1km	12	2.8	12	9.8
	西 2km	12	2.1	11	9.0
	西 5km	9.4	0.57	2.9	3.9
	西 10km	3.5	0.18	1.4	2.0
施設更新後	50m	6.3	0.0098	1.6	0.036
	東 1km	11	0.0059	1.7	0.0032
	東 2km	7.8	0.0092	1.6	0.0030
	東 5km	8.2	0.0056	1.3	0.0029
	西 1km	4.1	0.0059	1.6	0.0018
	西 2km	3.4	0.0046	1.2	0.0012
	西 5km	6.8	0.0028	1.4	0.00048
	西 10km	1.7	0.0045	1.4	0.00028

施設更新後の大気中濃度の実測値が予測値より高くなった原因を本調査の中で具体的に特定できたものではないが、他の発生源の存在や他地域からの移流などの影響により地域全体のバックグラウンド濃度が予測値以上に存在したことが推測される。他の発生源の存在とは、今回解析対象とした施設以外の焼却施設と焼却以外の発生源があると考えられる。焼却施設からのダイオキシン類の排出が周辺環境に与える影響に関する内外の調査研究事例でも同様の推測が報告されている<sup>23)15)16)20)21)22)23)24)25)26)27)28)</sup>。影響評価のため、さまざまな手法が用いられている。ひとつは環境中の挙動モデル(大気拡散モデル<sup>23)</sup>あるいはボックスモデル<sup>23)</sup>)を用いて排出源データにもとづき算出した周辺環境の予測値と実測値とを比較する方法であり、本研究と同種の方法といえる。排出源と環境中の試料を比較する方法もあり、同族体分布や異性体割合等の比較<sup>15)22)24)25)</sup>、TEQ 寄与率の比較<sup>20)</sup>および主成分分析などの統計的手法<sup>16)21)26)27)28)</sup>などを用いている。これらの結果にもとづき、焼却施設からの排出の周辺環境への寄与が少ないと推測されること<sup>2)24)25)26)27)</sup>、あるいは焼却施設以外の発生源<sup>16)20)21)28)</sup>(たとえば、他の工業発生源<sup>2)26)27)</sup>や農薬<sup>15)22)</sup>など)が示唆されることが報告されている。焼却施設以外の発生源の影響があるとの推測は、本研究における施設更新後のダイオキシン類の挙動解析結果に対しても十分に当てはまると考えられる。

今後の課題として、焼却施設以外の発生源の影響についての調査研究が必要である一方、焼却施設からの排出挙動に関して定常運転時だけでなく非定常時まで範囲を広げた評価が求められる。最近、周辺環境への汚染評価に際し、連続運転炉においてもプラントの起動・停止時における排出の影響が無視できないとの問題提起が特に欧州でなされている<sup>29)30)31)</sup>。また、非定常時の高濃度排出がシステム内部に沈着した結果、定常時の測定の際にメモリーとして再現される現象も問題視されている。今後、焼却施設からの排出が周辺環境に与える影響をより正確に評価するためには、起動・停止時および非定常時も含めたダイオキシン類の総排出量を把握するとともに、その結果を踏まえたダイオキシン類の挙動の解明および削減技術の効果の検証が重要である。

### 3.2.4 本節のまとめ

本調査研究により、「新ガイドライン」に準拠した施設におけるダイオキシン類排出削減効果と周辺環境負荷の低減に関し以下の結果を得た。

- 「新ガイドライン」に準拠した本調査のごみ焼却施設の排ガス中ダイオキシン類濃度は、3 炉の平均で  $0.012\text{ng-TEQ}/\text{m}^3_{\text{N}}$  であり、施設全体の排ガスによる環境大気への排出は施設更新により 1/3000 に低減された。また、排ガスのみでなく飛灰や主灰も考慮した施設からのダイオキシン類の排出量は約  $26\ \mu\text{g-TEQ}/\text{ごみt}$  程度と、施設更新前の約 1/50 に低減され、新施設の排出量のほとんどが飛灰に由来することがわかった。DL-PCBs についても 3 炉の平均で  $0.0000067\text{ng-TEQ}/\text{m}^3_{\text{N}}$  と極めて低い値となった。ごみ 1 トンあたりの排出量はダイオキシン類の約 2% で、ダイオキシン類同様、ほとんどは飛灰に由来していた。
- 新施設運転時の環境大気中のダイオキシン類の濃度は旧施設運転時に現れたような施設直近でのピークは見られなかった。新施設運転時の降下ばいじん中のダイオキシン類の濃度も旧施設運転時に現



れたような施設直近でのピークは見られず、各測定地点においてほぼ西 10km 地点の値と大差のないものとなっている。

- 土壌および松葉のダイオキシン類濃度は新施設稼動後 1 年、同 4 年後と経年的に総じて減少し、特に施設直近の値が大きく低下した。また 4 年後の測定により、環境大気および降下ばいじんと同様に距離減衰の傾向が顕著でなくなったことが確認できた。
- ダイオキシン類の排出量データ等をもとにした大気拡散解析の結果、排出量が多い旧施設稼動時に予測値が実測値とオーダーが一致した。新施設稼動後の予測値は実測値より数オーダー低く、本調査における設定条件の範囲においては施設の周辺環境への影響がほとんど予測されないことが示唆された。今後はバックグラウンド濃度の影響や非定常時の排出の影響に関して知見を蓄積していくことがダイオキシン類削減効果の更なる検証のうえで重要と考える。

以上のように「新ガイドライン」に準拠して建設された連続式のごみ焼却施設はダイオキシン類の排出削減に高い効果あることが確認された。また、今回の施設建替えに伴う周辺環境の濃度低減について数年の中長期にわたる効果を確認することができた。

### 3.3 本章のまとめ

本章では、約 20 年前に建てられた間欠式焼却施設をダイオキシンガイドラインに準拠した連続式焼却施設に建替えた事例に着目し、建て替えによるダイオキシン類削減効果を調査検証した。新旧施設間で施設から排出される排ガス、焼却灰、飛灰中のダイオキシン類濃度および排出量の比較を行い、施設更新により大幅なダイオキシン類低減効果があったことを示した。また施設周辺環境濃度では環境大気、降下ばいじん、表層土壌、松葉の 4 試料についてダイオキシン類濃度を比較し、施設更新により顕著に低減されたことを示した。さらに大気拡散モデル式による予測値と実測値との比較を行い、排出レベルの高い旧施設では予測値が実測値とオーダーが一致したが、排出レベルが低い新施設では予測値が実測値より数オーダー低い結果を得た。このことにより焼却施設におけるダイオキシン類削減対策が進んだ結果、相対的にバックグラウンド値の影響が焼却施設による影響を上回ることを示した。

### 第 3 章参考文献

- 1) M. Lorber, P. Pinsky, P. Gehring, C. Braverman, D. Winters and W. Sovocool : Relationships between dioxins in soil, air, ash, and emissions from a municipal solid waste incinerator emitting large amounts of dioxins, Chemosphere, Vol.37, No.9-12, pp.2173-2197 (1998)
- 2) 川本克也、鈴木和将 : 焼却施設集積地域におけるダイオキシン類汚染、第 12 回廃棄物学会研究発表会講演論文集、pp.744-746 (2001)
- 3) M. Suzuki, T. Ikeguchi, H. Tsuboi and M. Tanaka : Simulation of atmospheric diffusion of dioxins from municipal waste incineration plants, Organohalogen Compounds, Vol.45, pp.316-319 (2000)
- 4) 横山勝利、佐藤俊晶、酒井伸一、八木美雄、手島肇、芝川重博 : ごみ処理施設の建替によるダイオキシン類排出削減効果と周辺環境の調査、第 10 回廃棄物学会研究発表会講演論文集、pp.775-777 (1999)



- 5) 芝川重博、手島肇、佐藤豪、横山勝利、佐藤俊晶、酒井伸一：ごみ処理施設の建替えによるダイオキシン類排出削減効果と周辺環境の調査(第2報)、第11回廃棄物学会研究発表会講演論文集、pp.700-702 (2000)
- 6) 手島肇、芝川重博、藤田泰行、松本暁洋、土屋武好、佐藤俊晶、酒井伸一、武田信生：ごみ処理施設の建替えによるダイオキシン類排出削減効果と周辺環境の調査(第3報)、第15廃棄物学会研究発表会講演論文集、pp.949-951 (2004)
- 7) 厚生省：廃棄物処理におけるダイオキシン類標準測定分析マニュアル、平成9年2月
- 8) 環境庁：有害大気汚染物質測定方法マニュアル、平成9年10月
- 9) 環境庁：ダイオキシン類に係る土壌調査暫定マニュアル、平成10年1月
- 10) 環境庁：ダイオキシン類に係る土壌調査マニュアル、平成12年1月
- 11) 財団法人廃棄物研究財団：廃棄物処理におけるダイオキシン類の発生と挙動に関する調査研究 平成11年度総括研究報告書、pp.248-264 (2000)
- 12) 環境庁大気保全局大気規制課編：窒素酸化物総量規制マニュアル[改訂版]、公害対策研究センター発行、pp.176-246、平成5年8月
- 13) 環境庁大気保全局大気規制課監修：浮遊粒子状物質汚染予測マニュアル、pp.188-227、1997年12月
- 14) 環境省：平成14年度ダイオキシン類に係る環境調査、平成15年12月
- 15) 半野勝正、堤克裕、関桂子：ごみ焼却場周辺土壌のダイオキシン類調査について、千葉県廃棄物情報技術センター年報、Vol.5、pp.44-49 (1998)
- 16) M. Schuhmacher, J.L. Domingo, S. Granero, J.M. Llobet, E. Eljarrat and J. Rivera：Soil monitoring in the vicinity of a municipal solid waste incinerator: Temporal variation of PCDD/Fs, Chemosphere, Vol.39, No.3, pp.419-429 (1999)
- 17) Y. Horie：Three years of dioxin monitoring near the Atsugi base: Impact of the incineration on concentration in its vicinity, Organohalogen Compounds, Vol.62, pp.419-422 (2003)
- 18) J.M. Llobet, M. Schuhmacher, J.L. Domingo, S. Granero, E. Eljarrat, and J. Rivera：Temporal variation of PCDD/F concentrations in soil samples collected near to a municipal solid waste incinerator, Organohalogen Compounds, Vol.36, pp.233-236 (1998)
- 19) J.M. Llobet, J.L. Domingo, M. Schuhmacher, S. Granero, M. Meneses, and H.A.M. de Kok：Soil monitoring in the vicinity of an old municipal solid waste incinerator：PCDD/F concentrations, Organohalogen Compounds, Vol.36, pp.297-300 (1998)
- 20) M. Nadal, M.C. Agramunt, M. Schuhmacher and J.L. Domingo：PCDD/PCDF congener profiles in soil and herbage samples collected in the vicinity of a municipal waste incinerator before and after pronounced reductions of PCDD/PCDF emissions from the facility, Chemosphere, Vol.49, No.2, pp.153-159 (2002)
- 21) J.L. Domingo, M. Schuhmacher, J.M. Llobet, L. Müller and J. Rivera：PCDD/F concentrations in soil and vegetation in the vicinity of a municipal waste incinerator after a pronounced decrease in the emissions of PCDD/Fs from the facility, Chemosphere, Vol.43, No.2, pp.217-226 (2001)
- 22) 半野勝正、堤克裕、関桂子、依田彦太郎：ごみ焼却場周辺土壌のダイオキシン類調査について(Ⅱ)、千葉県廃棄物情報技術センター年報、Vol.6、pp.54-58 (1999)
- 23) 梅津友朗、西田薫、内山巖雄、岩見一志：ごみ焼却場周辺の大気・土壌・水域におけるダイオキシン類の動態シミュレーション、環境衛生工学研究、Vol.17、No.3、pp.307-312 (2003)
- 24) 半野勝正、依田彦太郎：ごみ焼却場周辺土壌のダイオキシン類調査について(Ⅲ)、千葉県廃棄物情報技術センター年報、Vol.7、pp.46-53 (2000)
- 25) M. Coutinho, J. Ferreira, P. Gomes and C. Borrego：Atmospheric levels of PCDD/PCDF during the test phase of a municipal solid waste incinerator, in Portugal, Organohalogen Compounds, Vol.46, pp.447-450 (2000)
- 26) S. Caserini, S. Cernuschi, M. Giugliano, M. Grosso, G. Lonati and P. Mattaini：Air and soil dioxin levels at three sites in Italy in proximity to MSW incineration plants, Chemosphere, Vol.54, No.9, pp.1279-1287 (2004)
- 27) P.-S. Cheng, M.-S. Hsu, E. Ma, U. Chou and Y.-C. Ling：Levels of PCDD/Fs in ambient air and soil in the vicinity of a municipal solid waste incinerator in Hsinchu, Chemosphere, Vol.52, No.9, pp.1389-1396 (2003)
- 28) M. Schuhmacher, S. Granero, J. Rivera, L. Müller, J. M. Llobet and J.L. Domingo：Atmospheric deposition

of PCDD/Fs near an old municipal solid waste incinerator: levels in soil and vegetation, Chemosphere, Vol.40, No.6, pp.593-600 (2000)

- 29) H.C. Gass, M. Wilken and K. Luder : Optimization of start-up procedure in a municipal waste incinerator-impact on the emission of dioxins and related compounds, Organohalogen Compounds, Vol.63, pp.25-28 (2003)
- 30) M. Wilken, F. Marsch and G. Dehoust : Start-up of hazardous waste incinerator-impact on the PCDD/F-emission, Organohalogen Compounds Vol.63, pp.29-32 (2003)
- 31) H. Hunsinger, H. Seifert and K. Jay : Formation of PCDD/F during start-up of MSWI, Organohalogen Compounds, Vol.63, pp.37-40 (2003)



## 第4章 プラントの非定常運転時におけるダイオキシン類発生

### 4.1 はじめに

1990年代初め、日本には約1,900箇所の焼却施設が存在し、そのうち約1,500施設が間欠運転を行っていた<sup>1)</sup>。これらの施設では毎日起動停止が行われており、その時間帯に燃焼が不安定となってダイオキシン類や未燃物質が多く排出されていた可能性があった。

1998年にダイオキシン類排出規制が強化されてからは、ごみ焼却施設から排出されるダイオキシン類の削減対策が積極的に進められ、第2章で述べたダイオキシン類低減技術が既設焼却施設の改造時や施設の更新時に適用され、その結果第3章で述べたように顕著な効果が確認されているが、それらは基本的に定常運転状態のものである。定常運転時の排出レベルが非常に低下している近年の施設において、総排出量に占める非定常運転時(起動・停止時)の排出量の割合は相対的に高くなっていると考えられ、周辺環境への影響を考える上では非定常運転時の排出量についても定量的に評価することが重要である。

全連続運転炉の起動停止時のダイオキシン類排出についてはいくつか測定例があり<sup>2)3)4)</sup>、いずれもバーナ燃焼時およびごみ焼却時のダイオキシン類濃度を測定し、排ガス中濃度の傾向を明らかにしているが、非定常運転時の排出量を定量的に評価し、定常運転時のそれと明確に比較した例はない。また、起動停止時におけるダイオキシン類の発生原因に関する知見も十分ではない。

本章では、間欠運転炉および全連続運転炉それぞれについて起動・定常運転・停止時の調査を行い、ダイオキシン類排出特性および削減対策とその効果について明らかにした。また、起動・定常運転・停止時の排ガスからのダイオキシン類排出量を算出し、総排出量に対する非定常運転時の寄与を明らかにした。さらに、全連続運転炉の起動前に採取したボイラダストの再加熱実験を行い、起動時におけるダイオキシン類発生メカニズムを推定した。

### 4.2 間欠運転炉におけるダイオキシン類排出特性<sup>5)6)7)8)</sup>

#### 4.2.1 概説

本研究では、間欠運転炉における起動・定常運転・停止時のダイオキシン類の排出量を調査し、また排出量削減対策を実施してその効果を明らかにした。さらに、排ガスからのダイオキシン類排出量を算出し、総排出量に対する起動・定常運転・停止時のそれぞれの寄与を明らかにした。

なお、本研究における毒性等価係数(TEF)は International-TEF を用い、ダイオキシン類には DL-PCBs は含んでいない。

#### 4.2.2 調査方法および調査施設概要

表 4.2.1 に調査施設概要を、図 4.2.1 に調査施設のフローおよびサンプリング点を示す。施設 4A は 30t/16h の准連続ストーカ式ごみ焼却炉であり、フローは焼却炉、水噴射室、空気予熱器(AH)、電気集じ

表 4.2.1 施設 4A,4B の概要

	施設 4A	施設 4B
炉規模	30t/16h	65t/16h
炉形式	准連続ストーカ式	准連続ストーカ式
ガス冷却方式	水噴射	水噴射
排ガス処理方式	消石灰噴霧+電気集じん器	減温塔+消石灰噴霧+バグフィルタ

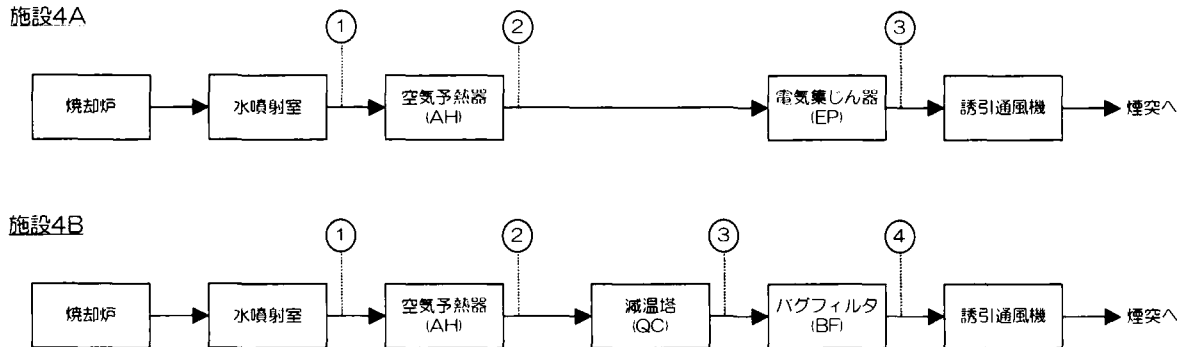


図 4.2.1 施設 4A,4B のフローおよびサンプリング点

ん器 (EP)、煙突である。排ガスのサンプリングは AH 入口、EP 入口、EP 出口において行った。施設 4B は 65t/16h の准連続ストーカ式ごみ焼却炉であり、フローは焼却炉、水噴射室、空気予熱器 (AH)、減温塔 (QC)、バグフィルタ (BF)、煙突である。排ガスのサンプリングは AH 入口、QC 入口、BF 入口、BF 出口において行った。

ダイオキシン類のサンプリングおよび分析方法は廃棄物研究財団の方法を基本とした。施設の起動時、停止時のサンプリング期間はそれぞれ起動／停止工程開始から終了までとした。

両施設とも起動時 2 条件 (RUN1～2)、定常運転時 5 条件 (RUN3～7)、停止時 2 条件 (RUN8～9) の調査を行った。施設 4A の停止時についてはさらに埋火運転 (停止時に火格子上にごみを残しておき翌朝の火種とする運転方法) した場合の調査も行った (RUN10～11)。以降の記述では、たとえば施設 4A の RUN2 については RUN-A2、施設 4B の RUN6 については RUN-B6 のように示す。各 RUN の運転方法は以下に示す通りである。

#### 【起動時】

施設 4A での起動は、ごみクレーンにてごみをホッパに投入後、ストーカと誘引通風機を運転し、約 5 分後に押込送風機を運転するという手順で行った。バーナはストーカ運転と同時に着火し、炉出口温度が 800℃ をキープした時点で停止した。

RUN-A1: 通常起動(ごみの着火時のみバーナを使用)

RUN-A2: バーナ加温による起動(800℃)

施設 4B での起動は、起動開始から約 20 分間はバーナ専焼を行い、その後ごみを炉内に供給して燃焼させた。バーナは、RUN-B1 については炉出口温度が 700℃ をキープした時点で、RUN-B2 については炉出口温度が 800℃ をキープした時点で停止した。

RUN-B1: バーナ加温による起動(700℃)

RUN-B2: バーナ加温による起動(800℃)

#### 【定常運転時】

施設 4A においては、二次空気挿入条件および各部排ガス温度設定を以下のように設定して調査を行った。RUN-A3 測定後、それまで EP 入口ガス温度設定を 300℃として運転していた影響をなくすため、EP 入口ガス温度設定を 250℃に下げた状態で 2 ヶ月間運転し、その後 RUN-A4～A7 までの測定を行った。

RUN-A3: 二次空気挿入なし、AH 入口ガス温度設定 400℃、EP 入口ガス温度設定 250℃(直前まで 300℃設定)

RUN-A4: 二次空気挿入なし、AH 入口ガス温度設定 400℃、EP 入口ガス温度設定 250℃

RUN-A5: 二次空気挿入、AH 入口ガス温度設定 330℃、EP 入口ガス温度設定 250℃

RUN-A6: 二次空気挿入、AH 入口ガス温度設定 370℃、EP 入口ガス温度設定 250℃

RUN-A7: 二次空気挿入、AH 入口ガス温度設定 470℃、EP 入口ガス温度設定 300℃

施設 4B においては、各部排ガス温度設定を以下のように設定して調査を行った。

RUN-B3: BF 入口温度設定 190℃

RUN-B4: BF 入口温度設定 160℃

RUN-B5: BF 入口温度設定 190℃、AH での熱交換停止

RUN-B6: BF 入口温度設定 190℃、QC での水噴射停止

#### 【停止時】

施設 4A においては、炉温度が低下するのを防ぐため、二次空気の挿入は停止した。

RUN-A8: 通常停止(バーナ使用せず燃し切り運転)

RUN-A9: ごみ供給停止から炉出口 700℃までバーナ加温し燃し切り運転

RUN-A10: 燃焼空気を挿入せずに翌日の火種を残す埋火運転

RUN-A11: RUN-A10 の埋火運転の後、1 時間サンプリングしたデータ

施設 4B においては、定常運転時と同様に二次空気を挿入し、ガスと空気の混合・攪拌を行った。

RUN-B7: 通常停止(バーナ使用せず燃し切り運転)

RUN-B8: ごみ供給停止から炉出口 500℃までバーナ加温し燃し切り運転

#### 【夜間】

施設 4A において、RUN-A8 から A10 の各停止条件ごとに停止工程終了後から次の日の起動工程開始までの間、排ガスのダイオキシン類濃度を測定した。

### 4.2.3 結果および考察

#### 4.2.3.1 起動時の排出特性

表 4.2.2 に起動時の運転データおよびダイオキシン類測定結果を示す。

まず、施設 4A の結果を見るとバーナ加温することにより燃焼室出口の所定温度到達までが早まったため

表 4.2.2 起動時の PCDDs/PCDFs 排出量

RUN	CO 濃度 ppm(乾きガス)	O <sub>2</sub> 濃度 %(乾きガス)	PCDDs/PCDFs 濃度 ng-TEQ(International)/m <sup>3</sup> <sub>N</sub> (乾きガス)		運転時間 min
	EP/BF 出口	EP/BF 出口	EP/BF 入口	EP/BF 出口	—
RUN-A1	255	16.8	176	344	75
RUN-A2	134	16.5	123	130	50
RUN-B1	97	17.2	29	4.2	47
RUN-B2	97	17.8	13	1.8	36

起動時間が短縮しており、さらにダイオキシン類濃度は EP 入口および出口とも減少した。これはガス温度を速やかに上げることにより、初期に CO 等の未燃物が高濃度で排出される時間を短縮できたためと考えられる。

施設 4B のダイオキシン類濃度は施設 4A に比べてかなり低いレベルとなった。施設 4B では約 20 分間バーナ専焼を行って、ある程度炉温を上昇させてからごみを供給するため、未燃物が高濃度で排出される時間がより短縮できたものと考えられる。また、RUN-B1 に比べて RUN-B2 の発生濃度は半分以下になっていることから、炉温度 800℃以上の維持が重要であると考えられる。

EP と BF を比較すると、EP ではダイオキシン類が増加した(施設 4A)のに対して、BF では大幅に減少した(施設 4B)。EP の通ガス温度が 250～300℃となる時間帯があり、そこで二次生成が起こったものと考ええる。

一方、BF はろ布の耐熱温度の関係上 200℃以下に制御されるため、二次生成は起こりにくく、また EP より BF の方が除じん効率も高い。温度条件および除じん効率の違いで、定常運転時だけでなく起動時においても EP に比べて BF の方がダイオキシン類抑制には有効であることがわかった。

#### 4.2.3.2 定常運転時の排出特性

表 4.2.3 に定常運転時の運転データおよびダイオキシン類測定結果を示す。

RUN-A3 は EP 入口ガス温度を 250℃に設定して運転を行ったが、測定直前まで EP 入口ガス温度を 300℃に設定していた影響が残っていたためか、AH あるいは EP での二次生成が起こって濃度が高くなったと考えられる。RUN-A4～A6 は燃焼改善により RUN-A3 に比べて濃度が減少した。RUN-A7 は燃焼改善後にもかかわらず、AH 入口ガス温度を 470℃に、EP 入口ガス温度を 300℃に設定したため、AH ならびに EP

表 4.2.3 定常時の PCDDs/PCDFs 排出量

RUN	排ガス温度			CO 濃度	O <sub>2</sub> 濃度	PCDDs/PCDFs 濃度					
	℃			ppm (乾きガス、O <sub>2</sub> =12%)	% (乾きガス)	ng/m <sup>3</sup> <sub>N</sub> (乾きガス、O <sub>2</sub> =12%)			ng-TEQ(International)/m <sup>3</sup> <sub>N</sub> (乾きガス、O <sub>2</sub> =12%)		
	AH 入口	減温塔 入口	EP/BF 入口	EP/BF 出口	EP/BF 出口	AH 入口	EP/BF 入口	EP/BF 出口	AH 入口	EP/BF 入口	EP/BF 出口
RUN-A3	389	—	253	208	16.4	—	—	—	45	82	290
RUN-A4	404	—	253	359	14.9	—	—	—	7.1	11	12
RUN-A5	334	—	247	121	14.5	—	—	—	2.5	11	98
RUN-A6	372	—	243	148	16.7	—	—	—	4.4	7.5	12
RUN-A7	470	—	301	115	16.8	—	—	—	7.8	86	146
RUN-B3	341	299	190	43	13.9	960	410	170	—	—	—
RUN-B4	299	269	160	61	13.1	93	340	57	—	—	—
RUN-B5	317	299	190	88	13.6	1300	1200	70	—	—	—
RUN-B6	217	199	187	99	12.7	120	150	150	—	—	—

での二次生成量が増加し、結果として排出量が増加した。ダイオキシン類排出量を低減するためには、EP 入口ガス温度を低く設定することが有効であることが実証された。

図 4.2.2 に排ガス温度と PCDDs/PCDFs の関係を示す。

各 RUN とも AH を通過する間(図中の○～△、○～◇)に PCDDs/PCDFs が増加した。AH のガス流速は EP に比べて 20～25 倍速く、ガスの滞留時間も 1 秒以下であるにも関わら

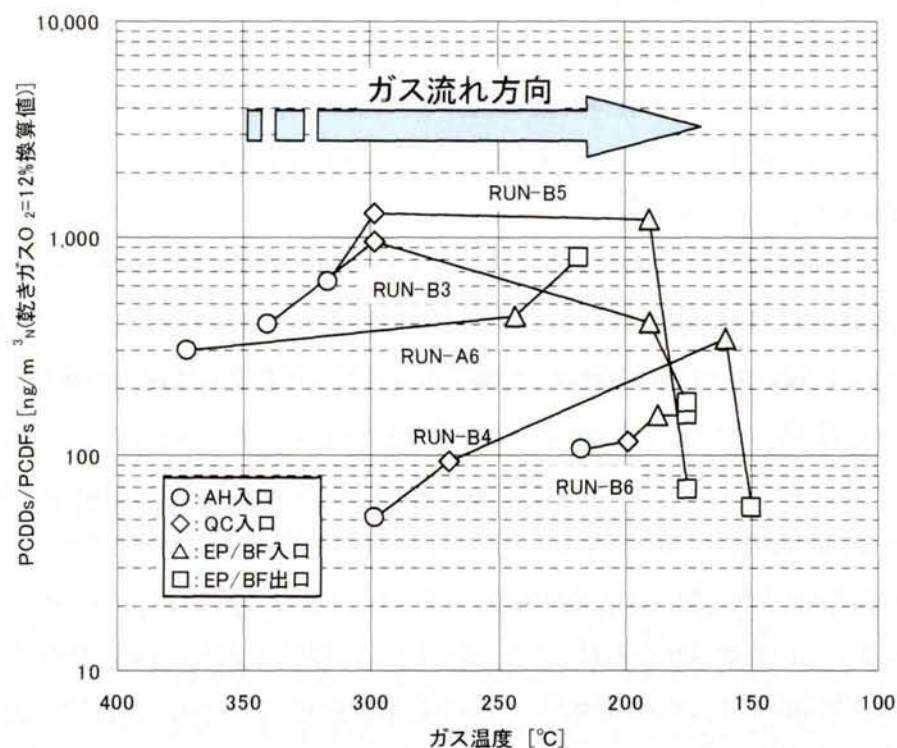


図 4.2.2 排ガス温度と PCDDs/PCDFs

ず二次生成が起こったのは、250～350℃というガス温度域、および AH にダストが堆積していることが原因であろう。AH 以降の二次生成を調査するため、RUN-B3・B5 では QC で(図中の◇～△)、RUN-B6 では水噴射室で(図中の◇～○)250～300℃域のガス冷却を行った。この場合、PCDDs/PCDFs はほとんど増加しなかったことから、二次生成防止のためには 250～300℃のガス温度域を水噴射で急冷することが有効であることがわかった。また、RUN-A6 は EP 入口ガス温度が 250℃以下であるにも関わらず EP で増加しており(図中の△～□)、施設 4B においては全て BF で減少した(図中の△～□)ことから、起動時と同様に BF が有効であることがわかった。

#### 4.2.3.3 停止時の排出特性

表 4.2.4 に停止時の運転データおよびダイオキシン類測定結果を示す。

表 4.2.4 停止時の PCDDs/PCDFs 排出量

RUN	CO 濃度 ppm(乾きガス)	O <sub>2</sub> 濃度 %(乾きガス)	PCDDs/PCDFs 濃度 ng-TEQ(International)/m <sup>3</sup> <sub>N</sub> (乾きガス)		運転時間 min
	EP/BF 出口	EP/BF 出口	EP/BF 入口	EP/BF 出口	
RUN-A8	364	17.2	61	120	80
RUN-A9	171	16.6	71	115	104
RUN-A10	66	17.5	445	726	—
RUN-A11	63	19.9	217	457	—
RUN-B7	210	17.3	22	1.5	85
RUN-B8	189	16.8	15	0.2	105



両施設ともバーナ加温することによって停止工程完了までの時間は長くなっており、集じん器入口ダイオキシン類濃度はほぼ変化しなかった。また、施設 4B では二次空気を挿入してガスと空気の混合・攪拌を行ったため、施設 4A に比べて集じん器入口のダイオキシン類濃度は低くなった。起動時・定常運転時と同様、EP では二次生成が起こっている(施設 4A)が、BF では大幅に除去されており(施設 4B)、BF が有効であることがわかった。

埋火運転を行った場合(RUN-A10・A11)は、CO 濃度が低いに関わらず、ダイオキシン類濃度はかなり高くなった。埋火運転は行わずに、燃し切り運転にすべきであることが確認できた。

#### 4.2.3.4 排ガスからのダイオキシン類排出量に対する非定常運転時の寄与

施設 4A における 1 日の排ガスからのダイオキシン類排出量および排出割合を図 4.2.3 に示す。

運転改善によりダイオキシン類の排出量が 30～35mg-TEQ/日(1,000～1,167  $\mu$ g-TEQ/ごみ ton)から 10～15mg-TEQ/日(333～500  $\mu$ g-TEQ/ごみ ton)と半分以上に低減できた。しかしながら小規模の間欠炉からのダイオキシン類の排出量は依然として多いといわざるを得ない。ちなみに 300t/日規模の全連続運転炉における燃焼改善後の試算によるとダイオキシン類排出量は約 6mg-TEQ/日である<sup>9)</sup>。排出割合については、改善前では 20%が起動時、70%が定常運転時、10%が停止時に排出されており、改善後では起動時および定常運転時がともに 30%弱で 50%程度が停止時に排出される結果となった。間欠運転炉については定常運転時の排出抑制を行うことにより、排ガスからのダイオキシン類排出量が大幅に低減できることが確認できた。

#### 4.2.4 本節のまとめ

本節では、間欠運転炉のダイオキシン類排出特性および削減対策について調査した。

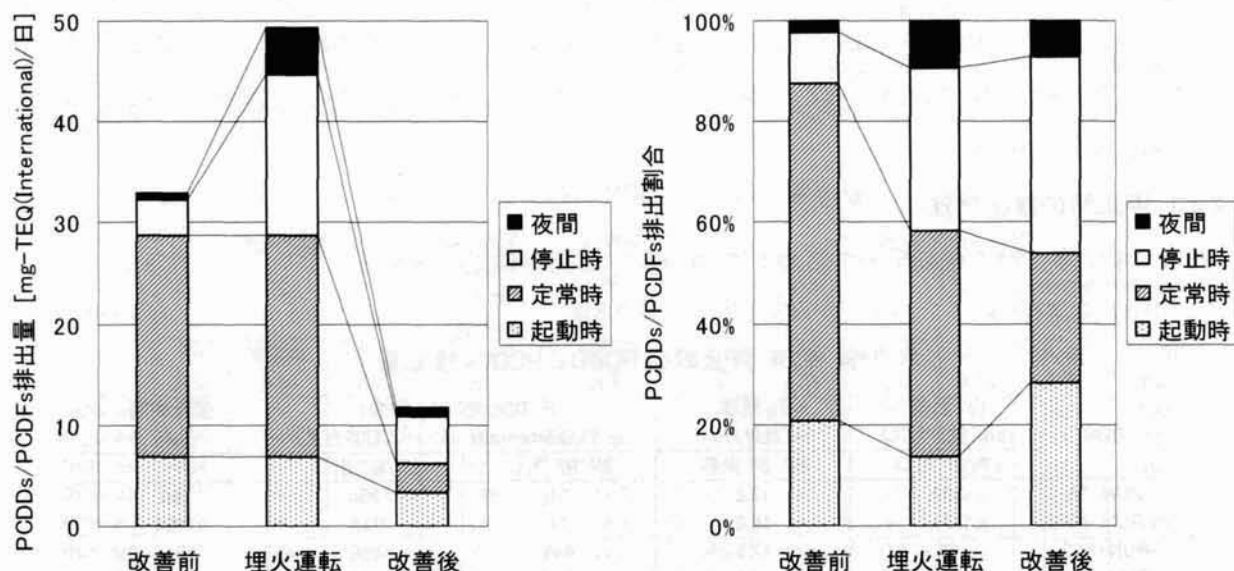


図 4.2.3 施設 4A における排ガスからの 1 日の PCDDs/PCDFs 排出量および排出割合(TEQ ベース)

その結果、起動時はバーナ加温することによりダイオキシン類を低減でき、さらに起動初期にバーナ専焼を行って炉温度を上げた後にごみを供給して燃焼することにより一層低減できた。一方、停止時はバーナ加温によるダイオキシン類低減効果は確認できなかったが、炉温度を高く維持して二次空気を効果的に挿入することで低減できた。

また、ガス温度が低く除じん効率が高い BF の方が、EP に比べてダイオキシン類低減および二次生成抑制に効果があり、250～300℃の温度域を水噴射により急冷することで二次生成が抑制されることがわかった。間欠運転炉の排ガスからのダイオキシン類排出量を低減するためには、起動時に加えて定常運転時の排出濃度を低減することが重要であり、そのためには集じん器入口ガス温度の低減が有効であった。

### 4.3 全連続運転炉の非定常運転時におけるダイオキシン類排出特性<sup>10)</sup>

#### 4.3.1 概説

第2節では間欠運転炉におけるダイオキシン類排出特性を明らかにしたが、現在は間欠運転炉が減少し、全連続運転炉が増加している<sup>11)</sup>。また、削減対策が進められて定常運転時におけるダイオキシン類の排出レベルは非常に低くなっている<sup>12)</sup>。そこで本節では、全連続運転炉における起動・定常運転・停止時のダイオキシン類の排出量を段階毎に調査し、全体の排出量および最も排出量が多い時間帯を明らかにした。また、起動時の排出量削減対策を実施してその効果を明らかにした。さらに、ダイオキシン類濃度および排ガス量より、起動・定常運転・停止時の排ガスからのダイオキシン類排出量を算出し、年間総排出量に対する非定常運転時の寄与を明らかにした。

なお、本研究における毒性等価係数(TEF)は WHO-TEF(1998)を用い、ダイオキシン類とは PCDDs/PCDFs+DL-PCBs を指す。ダイオキシン類の測定結果について、定量下限未満の値については定量下限値の半分の値を用いて TEQ 算出を行った<sup>13)</sup>。本節においては排ガス量や排ガス中の各濃度の値については特記なき場合は乾きガス O<sub>2</sub>12%換算値を示すものとする。

表 4.3.1 施設 4C の概要

	施設 4C
炉規模	270t/24h
炉形式	全連続ストーク式
ガス冷却方式	ボイラ
排ガス処理方式	減温塔+消石灰噴霧+バグフィルタ+脱硝触媒

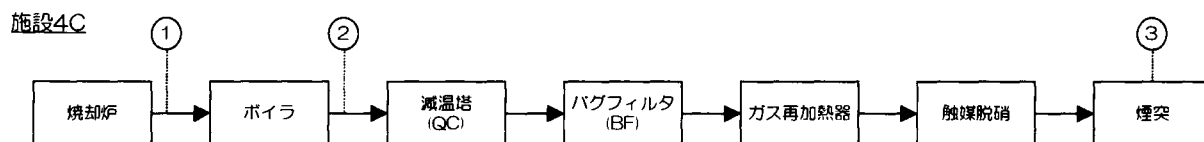


図 4.3.1 施設 4C のフローおよびサンプリング点

## 4.3.2 調査施設概要および調査方法

### 4.3.2.1 調査施設概要

表 4.3.1 に調査施設概要を、図 4.3.1 に調査施設のフローおよびサンプリング点を示す。本施設は 270t/24h の全連続ストーカ式ごみ焼却炉であり、フローは焼却炉、ボイラ、減温塔、バグフィルタ、ガス再加熱器、脱硝触媒、煙突である。排ガスのサンプリングは炉出口、ボイラ出口、煙突において行った。

また、起動工程図(改善前・改善後)を図 4.3.2、停止工程図を図 4.3.3 に示す。各工程の手順は以下のとおりである。なお、起動工程における「改善前」と「改善後」で昇温曲線が変更されているが、これは本調査とは無関係であり、対象施設の事情により変更されたものである。変更後の昇温曲線に類似したものが近年の施設においては一般的に用いられている。

#### 【起動工程(改善前)】

- ① 助燃バーナによる昇温(燃烧室ガス温度: 常温→400°C/2h)
- ② 燃烧室ガス温度 400°Cキープ (2h)
- ③ 助燃バーナによる昇温(燃烧室ガス温度: 400→600°C/2h、600→900°C/2h)
- ④ BF 入口ガス温度>160°C:BF 通ガス開始
- ⑤ 脱硝触媒入口ガス温度>180°C:脱硝触媒通ガス開始
- ⑥ 燃烧室ガス温度>750°Cおよび BF・脱硝触媒通ガス:ごみ供給開始、活性炭噴霧開始  
(④～⑥の操作は③の昇温中に並行して行われる)
- ⑦ 蒸発量>目標蒸発量:起動プログラム終了

#### 【起動工程(改善後)】

- ① 助燃バーナによる昇温(燃烧室ガス温度: 常温→400°C/4h)
- ② 燃烧室ガス温度 400°Cキープ (4h)
- ③ 助燃バーナによる昇温(燃烧室ガス温度: 400→700°C/3h、700→900°C/1h)
- ④ BF 入口ガス温度>120°C:BF 通ガス開始
- ⑤ BF 入口ガス温度>160°C:活性炭噴霧開始
- ⑥ 脱硝触媒入口ガス温度>180°C:脱硝触媒通ガス開始
- ⑦ 燃烧室ガス温度>750°Cおよび BF・脱硝触媒通ガス:ごみ供給開始  
(④～⑦の操作は③の昇温中に並行して行われる)
- ⑧ 蒸発量>目標蒸発量:起動プログラム終了

起動工程改善による変更点

- BF 通ガス開始条件:BF 入口ガス温度 160→120°C
- 活性炭噴霧開始条件:ごみ供給開始→BF 入口ガス温度 160°C

起動時ダイオキシン類排出量低減のため、BF 通ガス開始および活性炭噴霧開始を早めた。

#### 【停止工程】

- ① ごみ投入ホッパ閉
- ② 降温(燃焼室ガス温度:850→400℃/2h)  
(この降温曲線より燃焼室ガス温度が 100℃以上低くなると助燃バーナ着火)
- ③ 燃焼室ガス温度<450℃:押込送風機停止
- ④ BF 入口ガス温度<125℃:BF バイパス開始、誘引通風機停止
- ⑤ 停止プログラム終了

実際には、①の前段階に「クレーンによるごみ投入停止」という工程があるが、投入を停止してもしばらくはごみ投入ホッパに残ったごみが炉内へ供給されて燃焼するため、この間は定常状態と同一とみなした。

#### 4.3.2.2 調査方法

図 4.3.2 および図 4.3.3 に示す工程で排ガスサンプリングを行った。

RUN1:起動時(改善前)

RUN1-1:誘引通風機運転～助燃バーナによる昇温(常温→400℃)終了

RUN1-2:燃焼室ガス温度 400℃キープ開始～BF 通ガス開始

RUN1-3:BF 通ガス開始～ごみ投入開始

RUN1-4:ごみ投入開始～起動プログラム終了

RUN1-5:起動プログラム終了後 4 時間(JIS K 0311 に基づく時間)

RUN2:起動時(改善後)

RUN2-1:誘引通風機運転～BF 通ガス開始

RUN2-2:BF 通ガス開始～ごみ投入開始

RUN2-3:ごみ投入開始～起動プログラム終了後 4 時間

RUN3:定常運転時 4 時間(JIS K 0311 に基づく時間)

RUN4:停止時

RUN4-1:ごみ投入ホッパ閉～押込送風機停止

RUN4-2:押込送風機停止～誘引通風機停止

排ガスのダイオキシン類分析は基本的には JIS K 0311 に基づく方法で行った。この方法は定常運転状態での測定を規定しており、燃焼状態が安定した状態にて 4 時間のサンプリングを行うこととしている。本調査では非定常運転時の測定を目的としているためこの部分については JIS K 0311 に従っておらず、サンプリング時間内の排ガス量の変動に対応するために、30 分毎に排ガス量を測定して吸引速度を調整することにより極力等速吸引のサンプリングを行うよう試みた。また、サンプリングプローブおよび円筒ろ紙への付着物に含まれるダイオキシン類を粒子状ダイオキシン類、それ以外をガス状ダイオキシン類と定義し、それぞれ分析を行った。

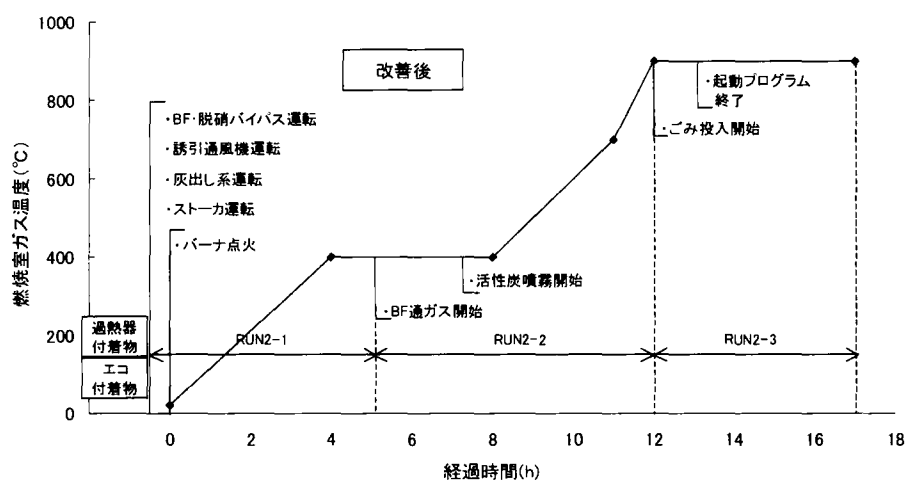
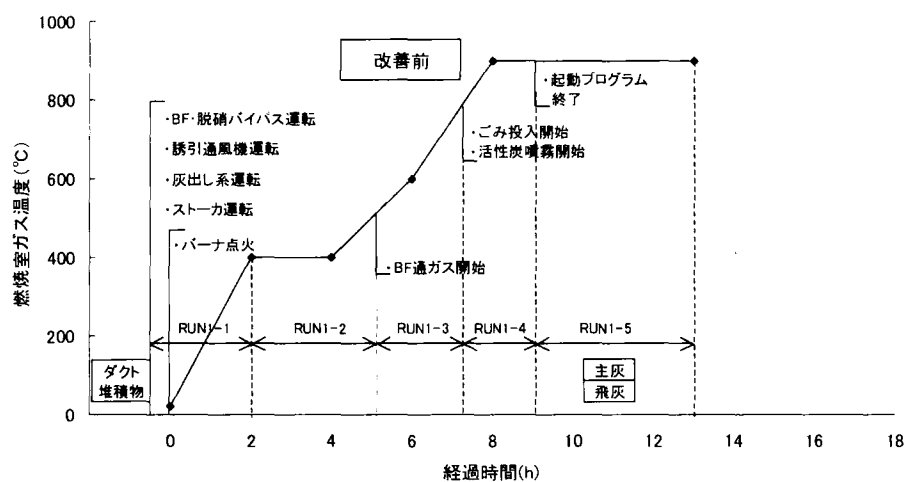


図 4.3.2 起動工程図

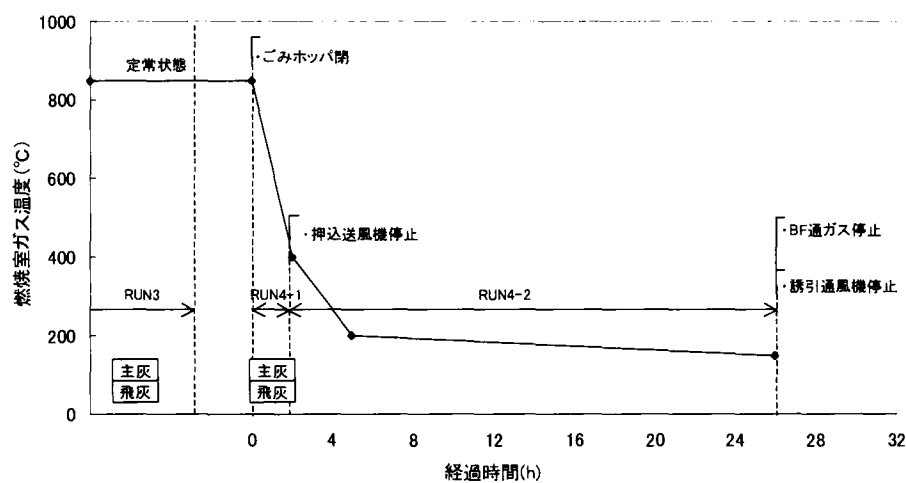
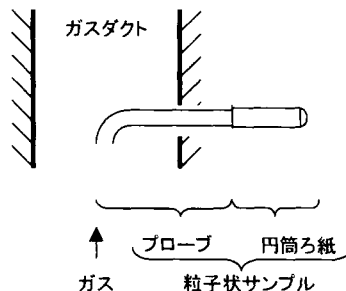


図 4.3.3 停止工程図

起動(RUN1)前にボイラ出口ダクト堆積物、起動(RUN2)前に過熱器付着ダストおよびエコノマイザ付着ダストのサンプリングを行った。起動時(RUN1-5)、定常時(RUN3)、停止時(RUN4-1)に主灰およびBF捕集飛灰のサンプリングを行った。さらに、焼却炉の運転状態の把握を目的として、燃烧室出口において排ガス温度、煙突においてCOおよびNO<sub>x</sub>を連続測定した。



#### 4.3.2.3 RUN4-2の測定について

当初、RUN4-2全体で一試料とする予定であった。しかし、通常はBF通ガスした状態のまま炉停止となるのに対し、本調査時にBF入口排ガス温度が低下してBF通ガス下限設定値を下回り、ろ布保護のためにRUN4-2開始と同時に自動バイパスが機能し、約5時間後にBF通ガスを復帰した。このような動作はこれまでに発生した

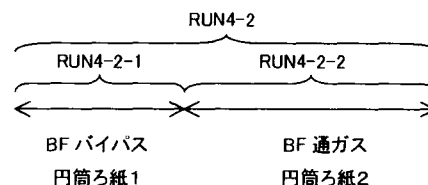


図 4.3.4 RUN4-2におけるサンプリング概念図

ことがなく、本調査時に偶然発生したた

め本来の停止工程とは異なる。このため、

BFバイパスの影響を分離して評価する

ことを試みた。ダイオキシン類測定はガス

状・粒子状に分離して測定している。

表 4.3.2 RUN4-2のダイオキシン類測定結果

RUN	測定時間	粒子状ダイオキシン類		ガス状 ダイオキシン類
		プローブ	円筒ろ紙	
RUN4-2-1	19:05~23:50	3.4	14	0.77
RUN4-2-2	23:50~19:00		0.49	

単位:ng-TEQ(WHO)/m<sup>3</sup><sub>N</sub>

粒子状試料はさらに図 4.3.4 に示すプローブ部に付着したダストと円筒ろ紙にて捕集されたダストに分類される。BFバイパス開始からBF通ガス復帰の間とその後で円筒ろ紙を交換した。したがって、円筒ろ紙の粒子状ダイオキシン類は分離が可能である(RUN4-2-1、RUN4-2-2とする)。プローブ部は交換を行わず、RUN4-2を通して使用しており、RUN4-2-1とRUN4-2-2の比率は不明である。そのため、円筒ろ紙で捕集した粒子状ダイオキシン類量の比率と同じと仮定した。ガス状ダイオキシン類濃度はRUN4-2-1とRUN4-2-2で同じであると仮定した。表 4.3.2 に示すように、RUN4-2においては円筒ろ紙で捕集した粒子状ダイオキシン類が支配的であるため、これらの仮定の真偽は結果に大きな影響を与えないと考える。

### 4.3.3 結果および考察

#### 4.3.3.1 起動時の排出特性

起動時の燃烧室ガス温度、煙突COおよびNO<sub>x</sub>濃度のデータを図 4.3.5 に示す。

起動プログラム変更により、RUN2の起動時間はRUN1に比べて約4時間長くなった。また、BF早期通ガスのためにBF通ガス開始時のBF入口ガス温度を160→120℃に変更したが、昇温曲線変更により、起動開始からの時間はいずれも5時間程度と等しくなった。しかし、BF通ガス開始時のボイラ接触伝熱部ガス温度は、RUN1では185~300℃であったのに対してRUN2では140~265℃に低下した。バーナ専焼時のCO濃度はいずれも200~300ppmであったが、ごみ専焼時は20ppm程度であった。RUN2のごみ投入後にCOの大きなピークがあるが、これは誤操作により二次空気が供給されていなかったためである。NO<sub>x</sub>について

はいずれもバーナ専焼時 10ppm 程度、  
ごみ専焼時 50ppm 程度であった。

図 4.3.6 に排ガスのダイオキシン類  
濃度、ガス状・粒子状割合、図 4.3.7  
にボイラ出口における同族体分布を  
示す。

起動工程改善により起動工程全体  
の平均濃度は、ボイラ出口で 19→  
12ng-TEQ/m<sup>3</sup><sub>N</sub>と6～7割に減少し、煙  
突で 1.9→0.48ng-TEQ/m<sup>3</sup><sub>N</sub>と2～3割  
に減少した。なお、本施設のダイオキ  
シン類排出規制値は 0.1ng-TEQ/m<sup>3</sup><sub>N</sub>  
であるが、この値は定常運転時を規定  
するものであるため法規制上問題は  
ない。煙突からの排出濃度が減少した  
原因としては、ボイラ出口での発生量  
が減少したことに加えて、BF 通ガス開  
始を早めた効果が大きいと考えられる。  
ボイラ出口での発生量が減少したこと

については第4節で述べる。各 RUN のボイラ出口ダイオキシン類濃度については、いずれもバーナ専焼時に温度上昇とともに増加し、ごみ投入後に低下する傾向が見られた。ガス状・粒子状割合については起動初期を除きガス状割合が大部分を占めていた。煙突濃度については、BF をバイパスしている場合はボイラ出口とほぼ同等であり、排ガス処理設備内での二次生成は起こっていないことがわかった。ガス状ダイオキシン類は除じんだけでは除去できないが、BF 通ガス後は煙突濃度が大幅に減少した。BF 通ガス状態である RUN1-3 および RUN2-2 初期については活性炭噴霧を行っていないにもかかわらず、ガス状ダイオキシン類も含めて BF で大幅に除去されたことから、前回の炉停止までに噴霧した活性炭がろ布表面上に残っており、その効果が持続したと考えられる。本調査では、起動時における排ガスからのダイオキシン類排出量削減については、BF 早期通ガスの効果が大きく、残存活性炭の効果が一定程度持続することから活性炭の早期噴霧の効果は限定的であった。ボイラ出口同族体分布をみると、PCDDs については時間とともに低塩素化物から高塩素化物へシフトする傾向があり、PCDFs については常に低塩素化物の割合が高い結果となった。

表 4.3.3 に主灰および BF 捕集飛灰のダイオキシン類測定結果を示す。

起動時(RUN1-5)の主灰および BF 捕集飛灰のダイオキシン類濃度は定常運転時および停止時に比べて

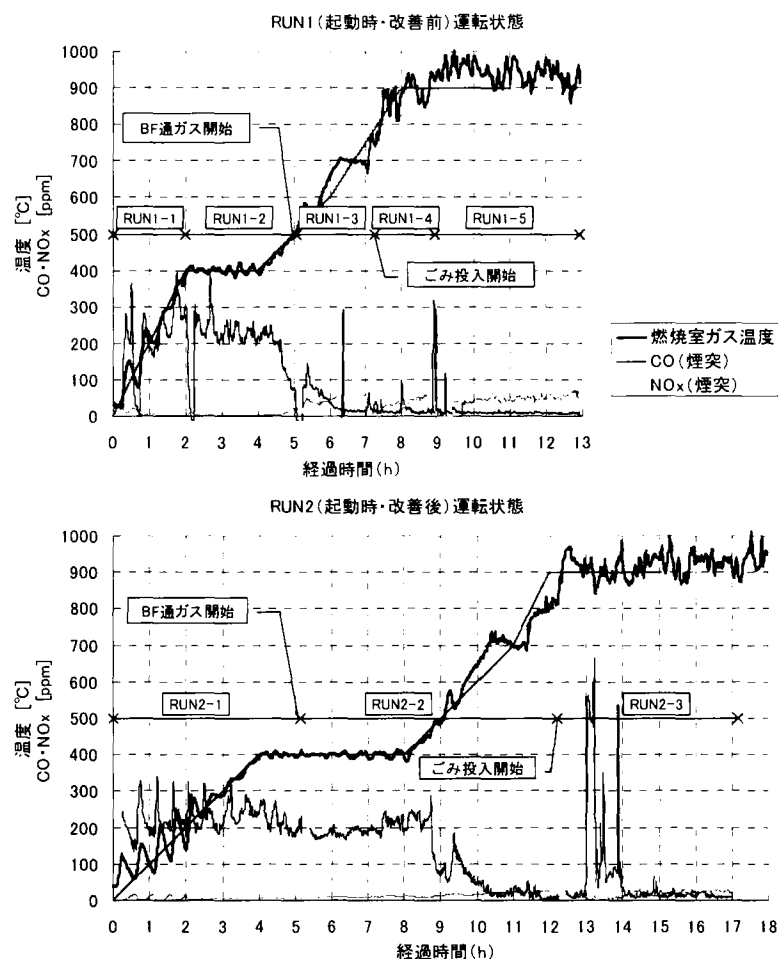
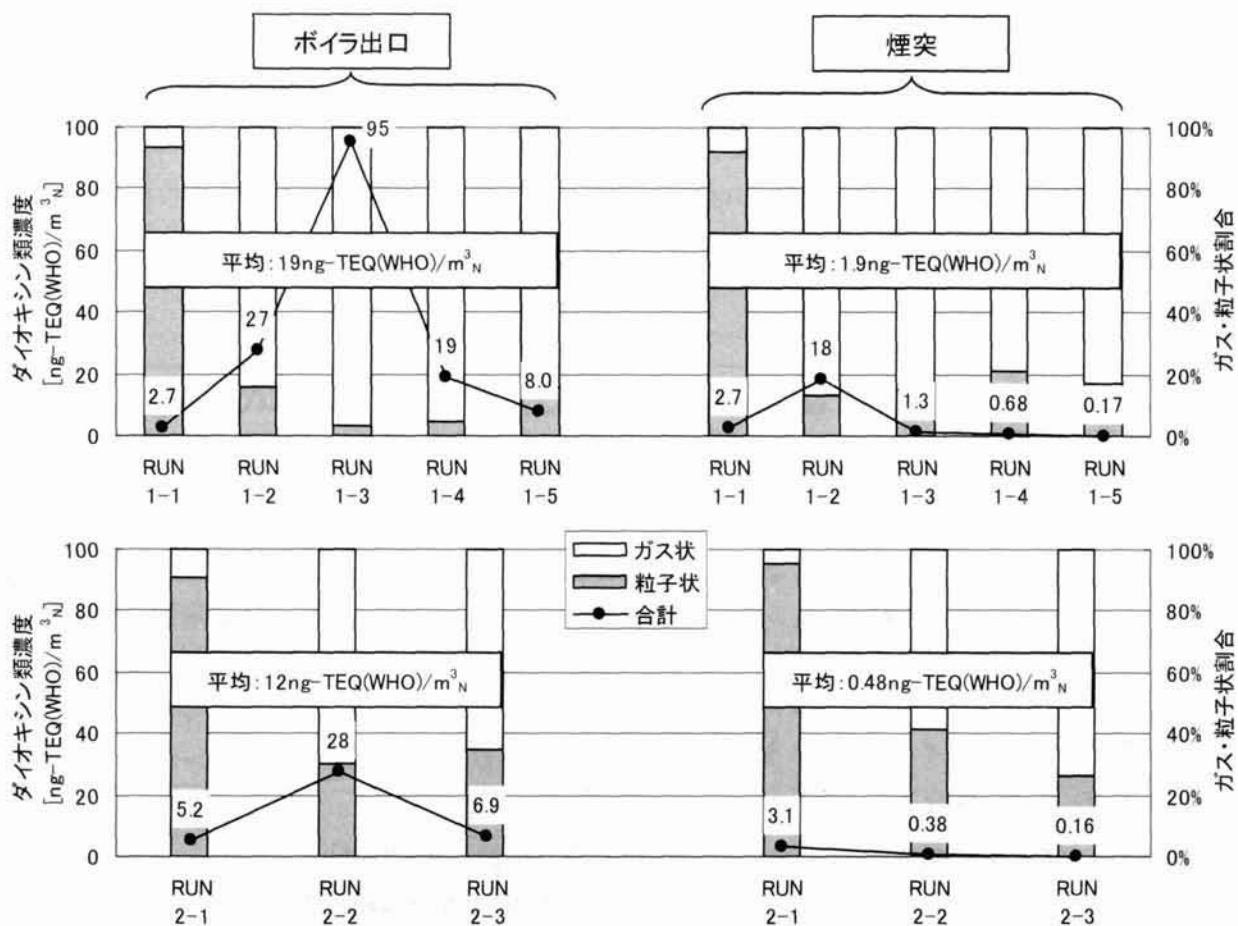


図 4.3.5 起動時運転状態



平均濃度：【起動工程全体でのDXNs発生量(ng-TEQ(WHO))】/【起動工程全体での発生ガス量(m³<sub>N</sub>)】

図 4.3.6 起動時ダイオキシン類濃度、ガス状・粒子状割合(ボイラ出口・煙突)

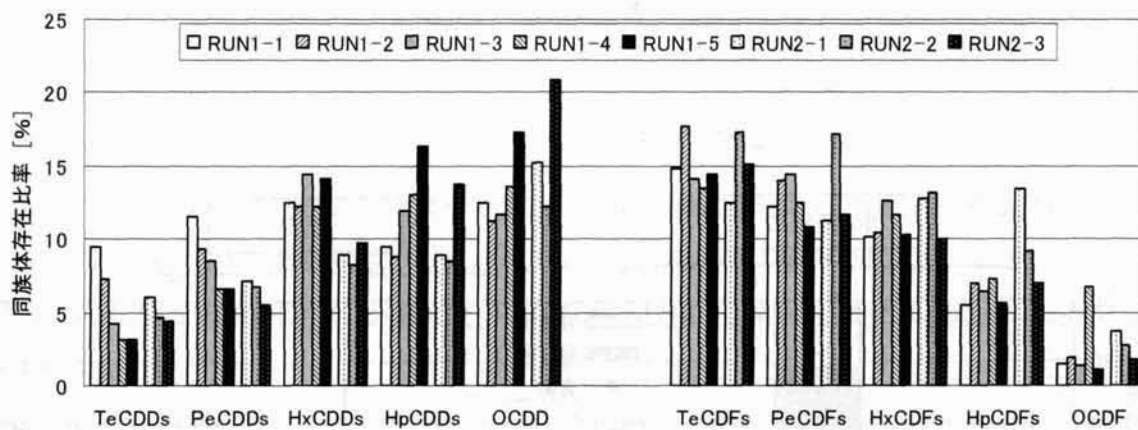


図 4.3.7 起動時 PCDDs/PCDFs 同族体分布(ボイラ出口)

高かった。前述したようにごみ投入前のバーナ専焼時においてボイラ出口濃度が高く、BF 通ガスによって煙突濃度が減少したことから、ダイオキシン類は BF 捕集飛灰へ移行して濃度が高くなったと考えられる。

#### 4.3.3.2 定常時の排出特性

定常運転時(RUN3)の燃焼室ガス温度、煙突 CO および NO<sub>x</sub> 濃度のデータを図 4.3.8 に示す。



燃焼室ガス温度は平均 900℃程度で推移しており、CO 濃度は 10～100ppm、NOx 濃度は 60～100ppm で推移していた。

図 4.3.9 に排ガスのダイオキシン類濃度、ガス状・粒子状割合、図 4.3.10 にボイラ出口における同族体分布を示す。

ボイラ出口では 2.3ng-TEQ/m<sup>3</sup><sub>N</sub> であり全 RUN の中で最も低い値となった。また、起動時とは異なり、粒子状ダイオキシン類が大部分を占めていた。煙突では 0.0066ng-TEQ/m<sup>3</sup><sub>N</sub> であり、本施設の排ガス規制値 0.1ng-TEQ/m<sup>3</sup><sub>N</sub> に対して 1/15 の低い数値であった。排ガス処理設備でのダイオキシン類除去率は 99.7% となり、高効率で除去されていることが確認できた。

ボイラ出口同族体分布を見ると、PCDDs は高塩素化物の割合が高く、PCDFs は低塩素化物の割合が高かった。起動時のものと比べて、TeCDFs の割合が高いのが顕著であった(図 4.3.10)。

表 4.3.3 主灰および飛灰のダイオキシン類測定結果

	主灰	BF 捕集飛灰
起動時	0.41	11
定常時	0.0069	0.67
停止時	0.0091	1.2

単位: ng-TEQ(WHO)/g

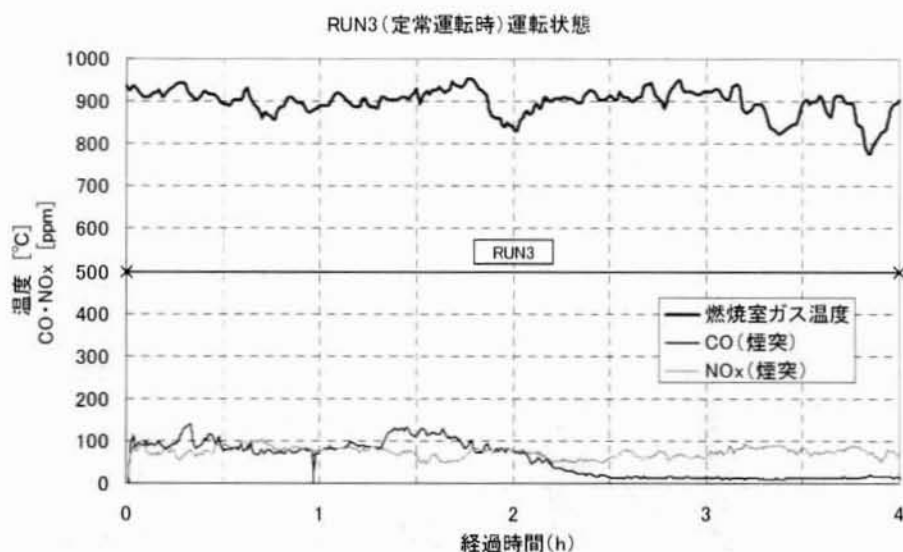


図 4.3.8 定常時運転状態

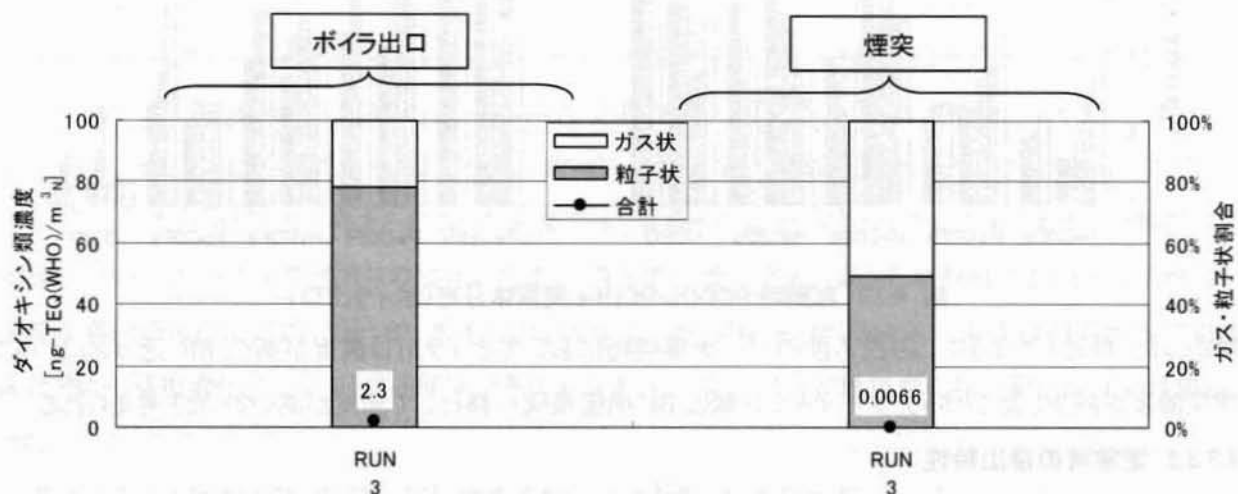


図 4.3.9 定常時ダイオキシン類濃度、ガス状・粒子状割合(ボイラ出口・煙突)

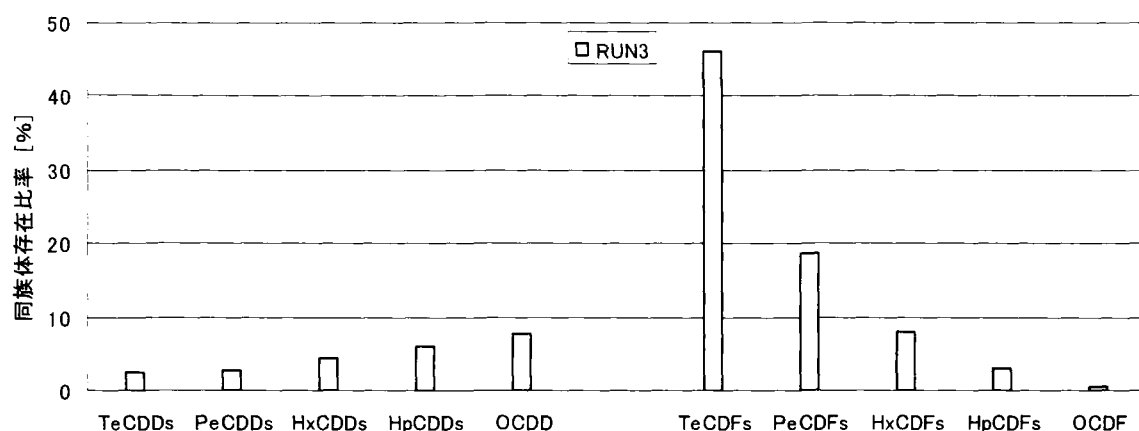


図 4.3.10 定常時 PCDDs/PCDFs 同族体分布(ボイラ出口)

#### 4.3.3.3 停止時の排出特性

停止時の燃焼室ガス温度、煙突 CO および NO<sub>x</sub> 濃度のデータを図 4.3.11 に示す。

停止工程初期のガス温度低下時と押込送風機の停止時に CO のピークが検出された。押込送風機を停止した後も焼却炉内は炉材やボイラの蓄熱のため短時間では温度が低下せず、誘引通風機の停止条件である「BF 入口ガス温度<125℃」となるまでに通常 24 時間以上を要する。停止方法は、RUN4-2 で BF バイパスが起こった以外、通常本施設で行われている方法と変わらないものであった。

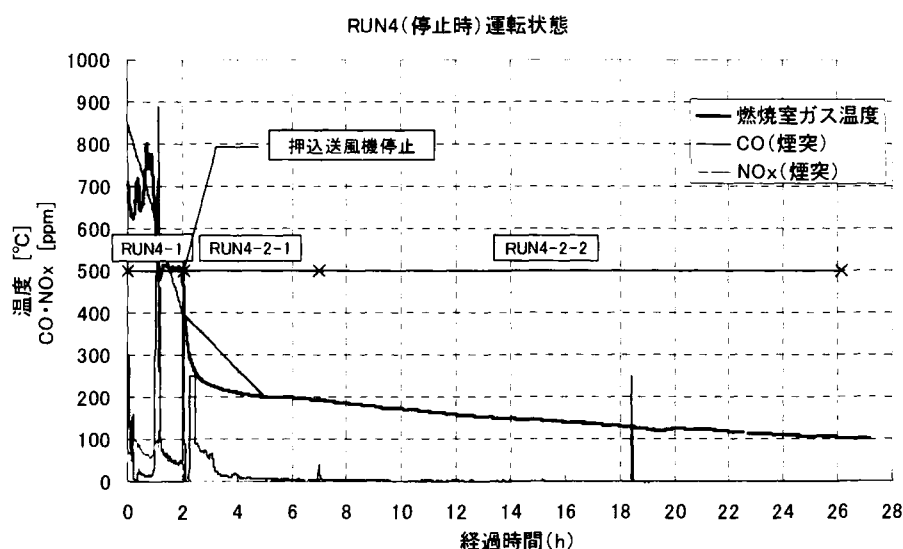


図 4.3.11 停止時運転状態

図 4.3.12 に排ガスのダイオキシン類濃度、ガス状・粒子状割合、図 4.3.13 にボイラ出口における同族体分布を示す。

停止工程全体の平均濃度は、ボイラ出口で 16ng-TEQ/m<sup>3</sup><sub>N</sub>、煙突で 0.72ng-TEQ/m<sup>3</sup><sub>N</sub> (BF バイパスがないとした場合は 0.12ng-TEQ/m<sup>3</sup><sub>N</sub>) であった。ボイラ出口で定常時よりも高い濃度のダイオキシン類が検出されたが、これは燃焼室ガス温度低下および押込送風機停止時に CO のピークが検出された時間帯で不完全燃焼が起こったためと考えられる。しかし、燃焼室ガス温度も初期の 4 時間程度で 200℃を下回っており、排ガス量も大幅に少なくなることから、停止工程開始から 4 時間経過以降のダイオキシン類の発生はほとんどないと考えられる。

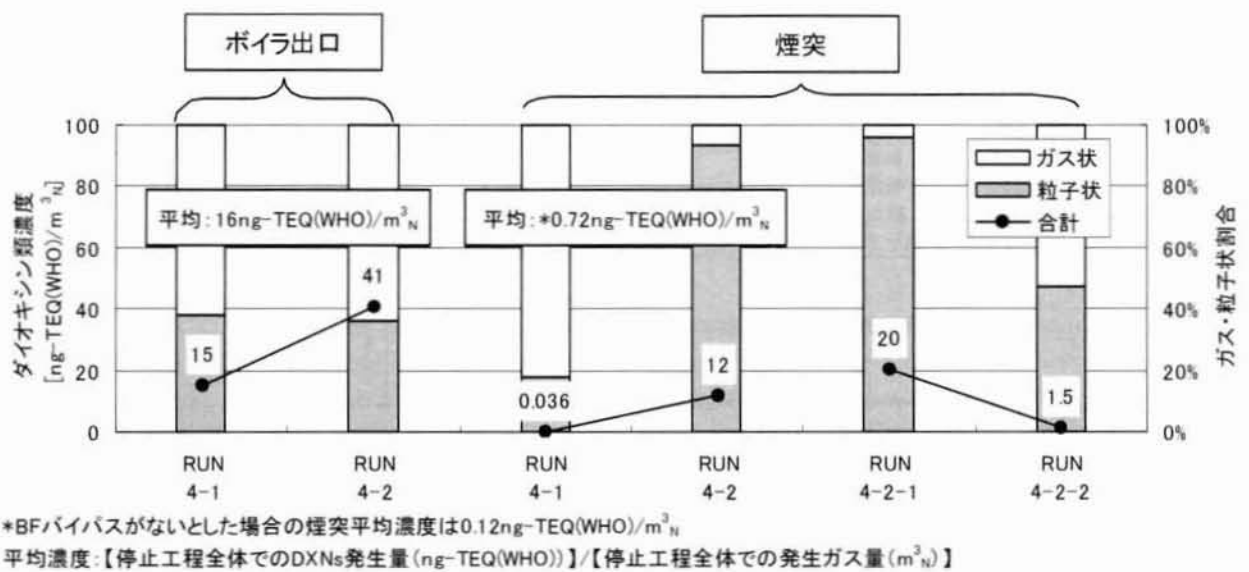


図 4.3.12 停止時ダイオキシン類濃度、ガス状・粒子状割合(ボイラ出口・煙突)

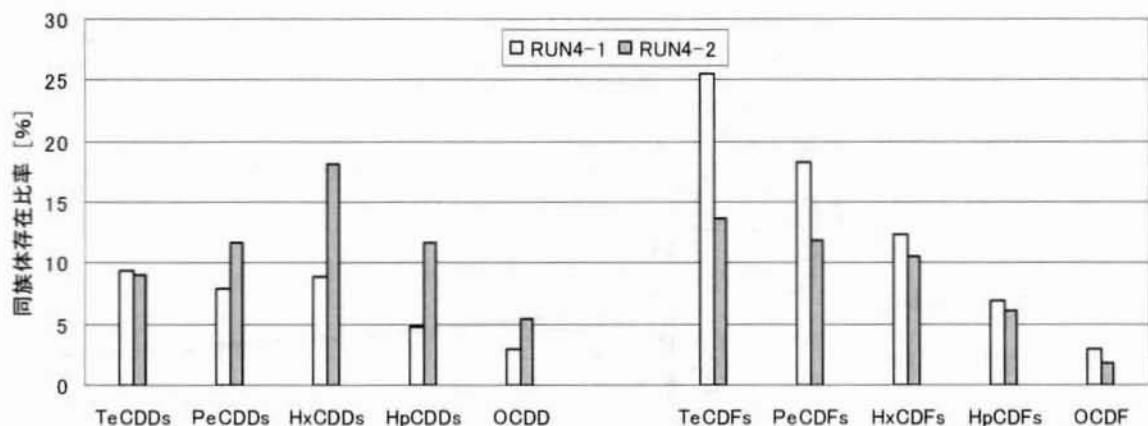


図 4.3.13 停止時 PCDDs/PCDFs 同族体分布(ボイラ出口)

表 4.3.4 に示すように RUN4-2-1 では BF バイパスが発生し煙突濃度は 20ng-TEQ/m³ であったが、BF 通ガスを行っている RUN4-2-2 では 1.5ng-TEQ/m³ と低減され、BF 通ガスの効果が顕著に現れた。通常の停止工程では常に BF に通ガスしており、このことはダイオキシン類の排出抑制に大きく貢献しているといえる。ボイラ出口同族体分布を見ると、PCDDs は HxCDDs にピークがあり、PCDFs は低塩素化物の割合が高かった。起動・定常運転・停止工程全体を通して、ごみが炉内に供給されて塩素源が豊富な条件では、PCDDs は高塩素化物の割合が上昇する傾向があった。

#### 4.3.3.4 総排出量に対する非定常運転時の寄与

表 4.3.4 に各 RUN の排ガスからのダイオキシン類排出量算出結果を示す。また、年間運転日数 280 日/年、起動停止回数 3 回/年として、調査施設の焼却炉 1 炉から大気中へ排出されるダイオキシン類量を算出した結果を表 4.3.5 に示す。起動時については RUN2 の値を用いて、停止時については BF バイパスがないものとして算出した。

表 4.3.4 各 RUN のダイオキシン類排出量

	RUN	時間	煙突排ガス量	ダイオキシン類濃度 (煙突)	ダイオキシン類排出量
		min	m <sup>3</sup> <sub>N</sub> /h	ng-TEQ(WHO)/m <sup>3</sup> <sub>N</sub>	μg-TEQ(WHO)
起動時 1	RUN1-1	127	6,300	2.7	36
	RUN1-2	170	13,600	18	709
	RUN1-3	122	21,100	1.3	56
	RUN1-4	77	51,600	0.68	45
	RUN1-5	240	80,100	0.17	54
	RUN1 合計	736	—	—	900
起動時 2	RUN2-1	303	8,800	3.1	138
	RUN2-2	412	16,700	0.38	44
	RUN2-3	295	66,200	0.16	52
	RUN2 合計	1,010	—	—	234
定常時	RUN3	240	87,000	0.0066	2.3
停止時	RUN4-1	125	33,800	0.036	2.5
	RUN4-2-1	285	500	20	49(※3.5)
	RUN4-2-2	1,150	100	1.5	2.8
	RUN4 合計	1,560	—	—	54(※8.8)

※通常発生しない BF バイパスを無視し、RUN4-2-2 と同じダイオキシン類濃度を用いて算出した。

表 4.3.5 総排出量に対する非定常時の寄与

	排出量	起動停止回数 年間運転日数	年間排出量	寄与率
起動時	234 μg-TEQ(WHO)/回	3 回/年	700 μg-TEQ(WHO)/年	15%
定常時	2.3 μg-TEQ(WHO)/4h	280 日/年	3,900 μg-TEQ(WHO)/年	85%
停止時	8.8 μg-TEQ(WHO)/回	3 回/年	26 μg-TEQ(WHO)/年	0.6%
合計	—	—	4,600 μg/年	—

起動回数は年間 3 回としているにもかかわらず、年間排出量の 15%が起動時に由来する結果となった。逆に、停止時の排出割合は 0.6%程度でありほとんど寄与はなかった。すなわち、起動停止も含めた年間の排ガスからのダイオキシン類排出量は、定常運転時排出量の 18%程度の増加が見られた。今回の測定では、定常運転時の測定値が規制値の 1/15 と低いために起動時の寄与が大きくなったともいえるが、都市ごみ焼却施設からのダイオキシン類排出と周辺環境の関係を評価する場合は、起動時についても考慮する必要があると考えられる。

#### 4.3.4 本節のまとめ

本節では、全連続運転炉の非定常運転時のダイオキシン類排出特性および削減対策について調査した。

起動時では、BF 通ガス工程を改善することによりダイオキシン類排出濃度が 1.9ng-TEQ/m<sup>3</sup><sub>N</sub> から 0.48ng-TEQ/m<sup>3</sup><sub>N</sub> と大幅に低減した。これは、BF 早期通ガスの効果が大きかったためと考える。起動工程別に見ると、ダイオキシン類の発生濃度はバーナ専焼時に温度上昇とともに増加し、ごみを投入すると低下した。定常運転時の排出濃度は 0.0066ng-TEQ/m<sup>3</sup><sub>N</sub> と全 RUN の中で最も低くなり、また規制値の 1/15 とかなり低いレベルであった。停止時の排出濃度は 0.72ng-TEQ/m<sup>3</sup><sub>N</sub> であったが、通常発生しない BF バイパスがないとした場合は 0.12ng-TEQ/m<sup>3</sup><sub>N</sub> であった。ボイラ出口のダイオキシン類については、定常運転時は粒子状割合が大部分を占めていたのに対して、起動停止時は固形物燃焼がないためかガス状割合が大部分

を占めていた。全 RUN を通して、焼却炉・ボイラがダイオキシン類の主な発生源であり、排ガス処理設備における二次生成は認められなかった。起動初期や停止後期等のごみ供給がない条件と比較して定常運転時等ごみ供給がある条件では、PCDDs は高塩素化物の割合が高い傾向が見られた。年間の排ガスからのダイオキシン類総排出量については、起動工程改善後においても 15% が起動時に由来することが明らかとなり、実測データを用いて周辺環境の評価を行う場合には起動時の排出量を考慮する必要があると考えられる。しかし、停止時の寄与は 0.6% であり、ほとんど影響ないことがわかった。

## 4.4 起動時のダイオキシン類発生メカニズムの解明

### 4.4.1 概説

第3節において、全連続運転炉の総排出量に対する起動時の寄与が大きいことを明らかにした。また、起動時の排ガスからの排出量削減については BF 早期通ガスの効果が大きいことがわかった。しかし、BF を使ったこの操作は発生したダイオキシン類を吸着除去するものであるため、飛灰も含めた総排出量は削減できていないといえる。起動工程においてはバーナ専焼時 (RUN1-3 および RUN2-2) に最もダイオキシン類が発生しており、この時間帯のダイオキシン類の発生を抑制できれば、排ガスからの排出量はさらに削減でき、加えて飛灰も含めた総排出量も削減できることになる。また、RUN1-3 に比べて RUN2-2 での発生濃度の減少が顕著であった。本節では、ダイオキシン類の発生抑制を目指して、起動時 (バーナ専焼時) の発生メカニズムの推定を試みた。

### 4.4.2 全連続運転炉における測定結果

第3節で述べた施設 4C における起動時 (改善後、RUN2) の炉出口とボイラ出口排ガスのダイオキシン類濃度の比較を行った。図 4.4.1 にダイオキシン類濃度、ガス状・粒子状割合、図 4.4.2 に同族体分布をガス状と粒子状に分けて示す。また、ボイラダストおよび BF 捕集飛灰のダイオキシン類濃度および同族体分布

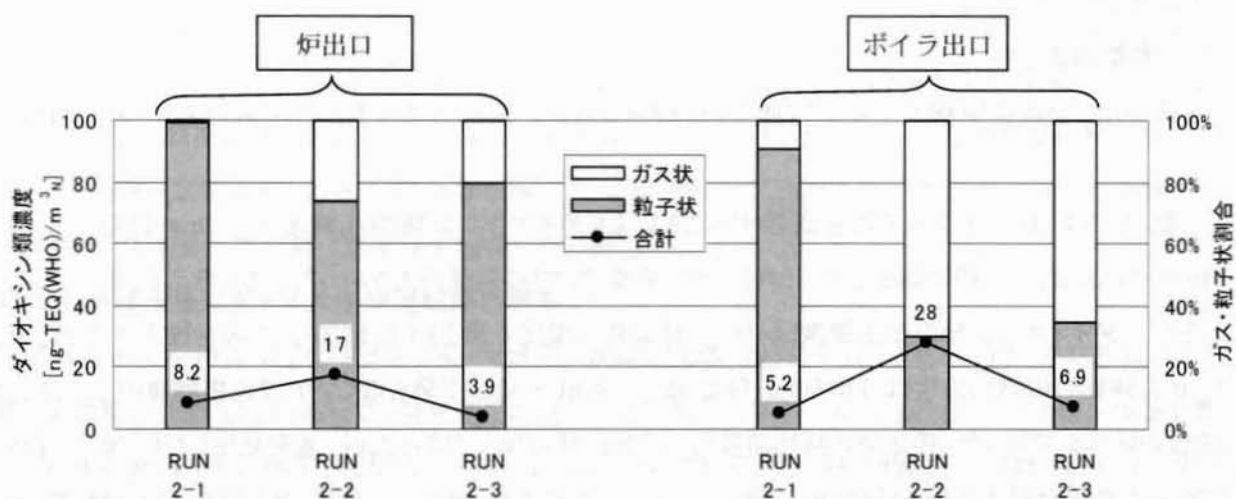


図 4.4.1 起動時ダイオキシン類濃度、ガス状・粒子状割合 (炉出口・ボイラ出口)

を図 4.4.3 に示す。

起動初期のRUN2-1を除いて、炉出口からボイラ出口でダイオキシン類濃度が増加しており、増加分のほとんどはガス状ダイオキシン類であった。また、図 4.3.6 に示したように RUN1 においても起動初期を除いてボイラ出口ではガス状ダイオキシン類が大部分を占めていた。次に、最も濃度が高かったRUN2-2の同族体分布(図 4.4.2)を見ると、ガス状分布については PCDDs および PCDFs とも炉出口からボイラ出口へとガス流れに沿ったかたちで高塩素化物の割合が増加していた。粒子状分布についてはそれほど大きな変化はなかった。起動初期で温度が低いRUN2-1においては全体的に変化はなく、ごみ投入後のRUN2-3においてはボイラ出口の粒子状 PCDFs の分布で低塩素化物の割合が増加していた。

ボイラダストの同族体分布(図 4.4.3)については、PCDDs は高塩素化物の割合が高く、PCDFs は HpCDFs にややピークがあり、採取場所による分布の違いはなかった。一方、BF 捕集飛灰の同族体分布については、起動・定常運転・停止時で多少の違いはあるが、PCDDs は HxCDDs にピークがあり、PCDFs は低塩素化物の割合が高い傾向は共通していた。ボイラダストとBF 捕集飛灰の同族体分布は全く異なっていることがわかった。

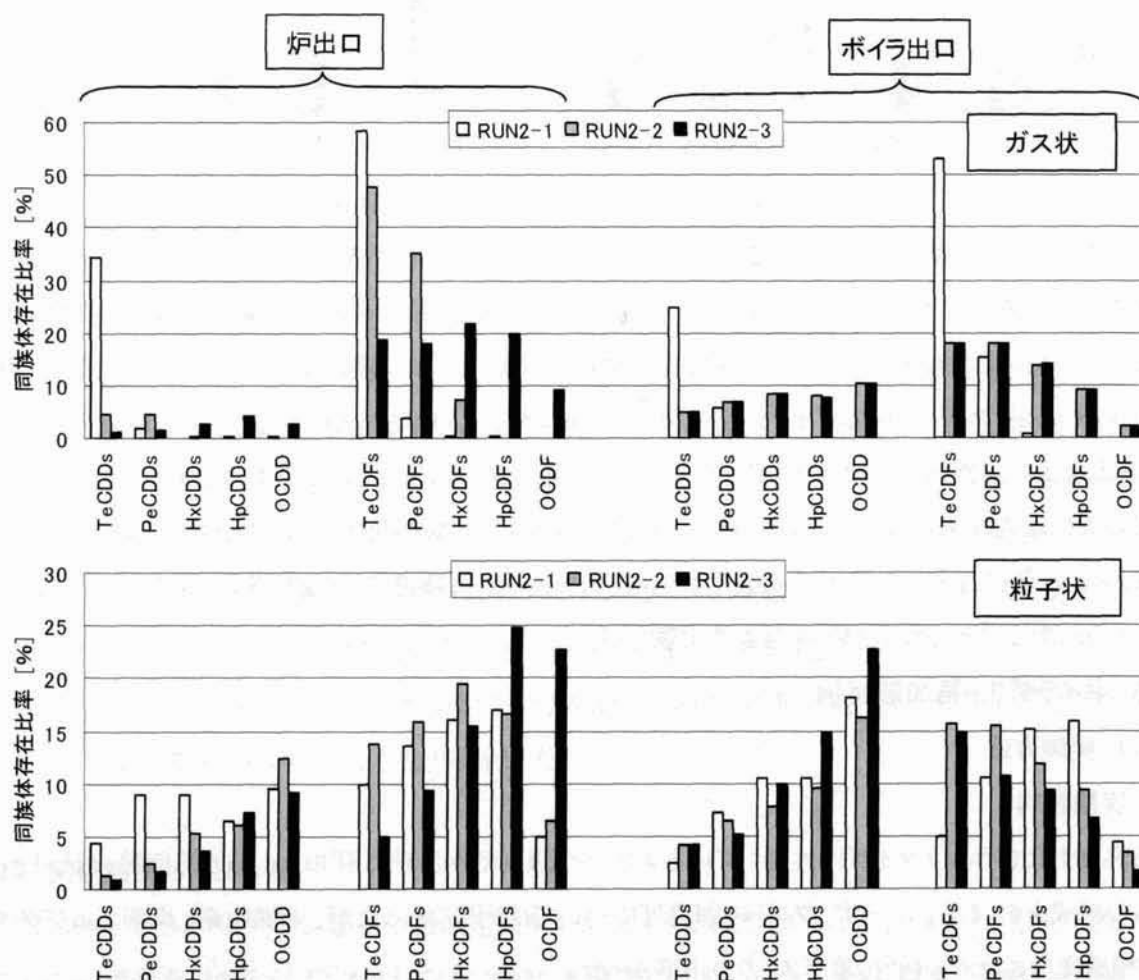


図 4.4.2 起動時ガス状・粒子状 PCDDs/PCDFs 同族体分布(炉出口・ボイラ出口)

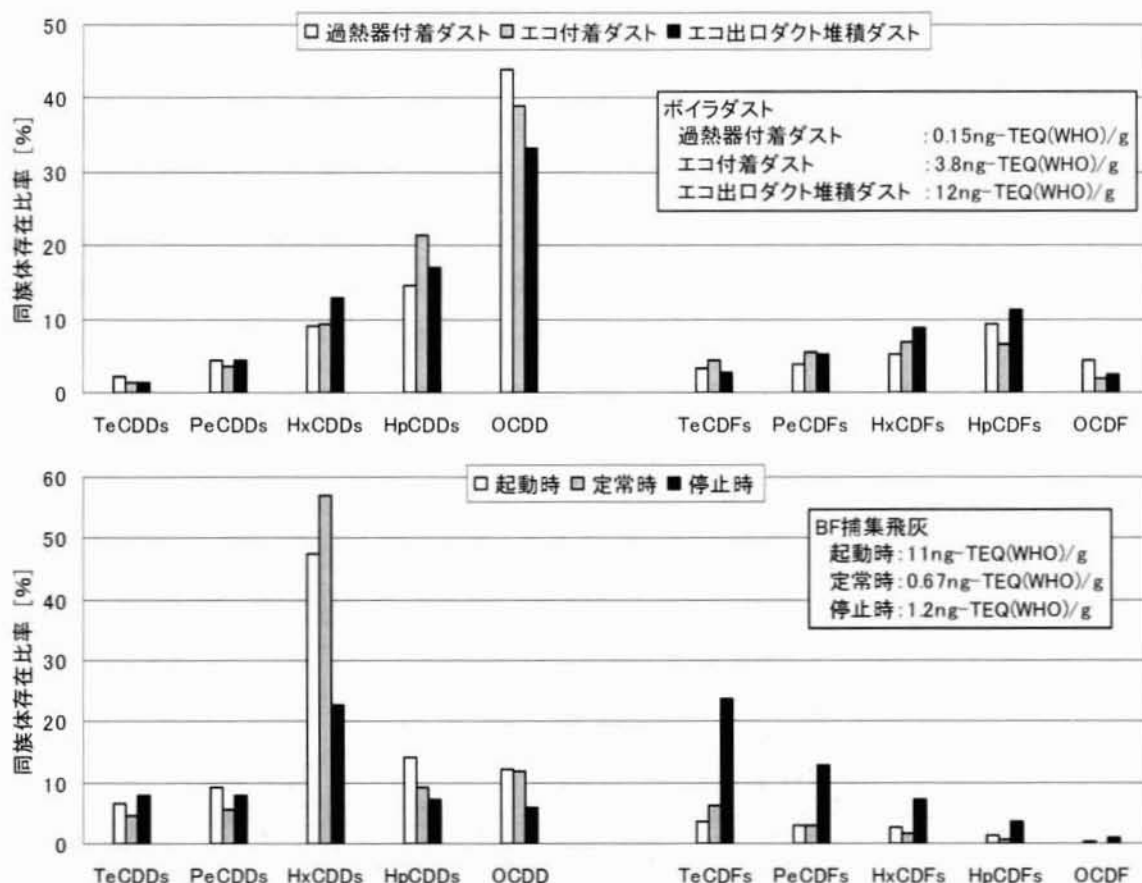


図 4.4.3 ダストのPCDDs/PCDFs 同族体分布

これまで、集じん器で捕集された飛灰の加熱実験に関しては多くの報告があり、合成に関しては飛灰中の未燃炭素や銅の影響が大きい<sup>14)15)16)17)18)19)</sup>、浮遊飛灰ではなく壁面付着灰が影響する<sup>18)</sup>、加熱温度 300～350℃で発生量が増大する<sup>15)16)18)</sup>、温度が高いほど固相に存在する割合は低くなる<sup>16)20)</sup>ことなどが明らかになっているが、ストーカ炉のボイラダストの加熱実験についてはほとんど報告されていない。ボイラダストとBF 捕集飛灰の同族体分布は大きく異なるため、再加熱実験の結果も異なる可能性がある。

実炉での調査結果から、バーナ専焼時に多くのダイオキシン類が発生する主なメカニズムとして、炉壁およびボイラ水管に付着したダストからダイオキシン類が合成して揮発することを考え、そのメカニズムを確認するために次に述べるボイラダスト再加熱実験を行った。

#### 4.4.3 ボイラダスト再加熱実験

##### 4.4.3.1 実験方法

###### 1) 実験試料

過熱器およびエコノマイザに付着しているダストを起動(RUN2)前に採取し、再加熱実験の試料とした。試料の組成を表 4.4.1 に示す。ダストの銅濃度については同じであったが、未燃炭素、塩素およびダイオキシン類濃度はエコノマイザ付着ダストの方が高かった。

表 4.4.1 実験試料の組成

試料	未燃炭素 %	塩素 %	銅 %	ダイオキシン類 ng-TEQ(WHO)/g
過熱器付着ダスト	0.023	1.5	0.10	0.15
エコノマイザ付着ダスト	0.10	9.8	0.10	3.8

表 4.4.2 起動時ボイラ部排ガス温度およびダスト表面温度

RUN	排ガス温度		ダスト表面温度	
	過熱器部	エコノマイザ部	過熱器 付着ダスト	エコノマイザ 付着ダスト
RUN1-3	260～375℃	185～305℃	235～370℃	155～260℃
RUN2-2	205～460℃	140～315℃	190～430℃	135～265℃

## 2) 実験条件

加熱温度については起動時の中でボイラ出口ダイオキシン類濃度が高かった RUN1-3 および RUN2-2 のデータに倣い決定した。各部排ガス温度、ダスト表面推定温度を表 4.4.2 に示す。過熱器およびエコノマイザ水管内部には排ガス温度より低い温度の蒸気および給水が流れており、ダスト温度は排ガス温度よりも低くなる。このため、ダスト表面温度は伝熱計算により 10～50℃程度低いと推定した。推定したダスト表面温度から加熱温度を次のように決定した。過熱器付着ダストについては 250→300→350℃の 3 段階、エコノマイザ付着ダストについては 150→200→250℃の 3 段階に同一試料を順次加熱した。また、RUN1-3 および RUN2-2 の運転データより、O<sub>2</sub> 濃度は 15%、流速については過熱器ダスト加熱時 0.7m/s、エコノマイザダスト加熱時 1.5m/s とした。

## 3) 実験方法

図 4.4.4 に実験装置概略フロー、表 4.4.3 および表 4.4.4 に実験条件を示す。

まず、電気炉 2 に試料を乗せたサンプルベッドを設置し、所定のガス流量(O<sub>2</sub>15%、N<sub>2</sub>85%)を流した。同時に所定の温度になるように電気炉 1 および電気炉 2 で昇温を開始した。電気炉 2 の後段に設けたガラス製の分岐管から全流量のうち 4L/min をポンプで吸引し、これをトルエントラップに通して排ガスサンプルとした。本実験では一つのサンプルを 3 段階の温度に順次加熱するため、温度条件別に排ガスサンプルを行うためにはトルエントラップを交換する必要がある。トルエントラップの交換は、一旦ボンベからのガス供給を停止して手動で速やかに行った。捕集液は遮光して保管した後、前処理および分析を行った。また、一連の実験終了と同時にガス供給を停止し、電気炉 2 の蓋を開けて約 30 分間自然冷却した。冷却した残渣をポリ瓶に移して保管した後、前処理および分析を行った。

### 4.4.3.2 実験結果および考察

ダスト加熱によるダイオキシン類発生量測定結果を図 4.4.5 および図 4.4.6 に示す。ここで、原灰とは加熱前ダストの濃度を、排ガス(T℃)とは T℃に加熱した場合にダスト 1g 当たりから発生し揮発した量を、排ガス(合計)とは 3 条件の温度においてダスト 1g 当たりから発生し揮発した量の合計を、残留物とは加熱実験



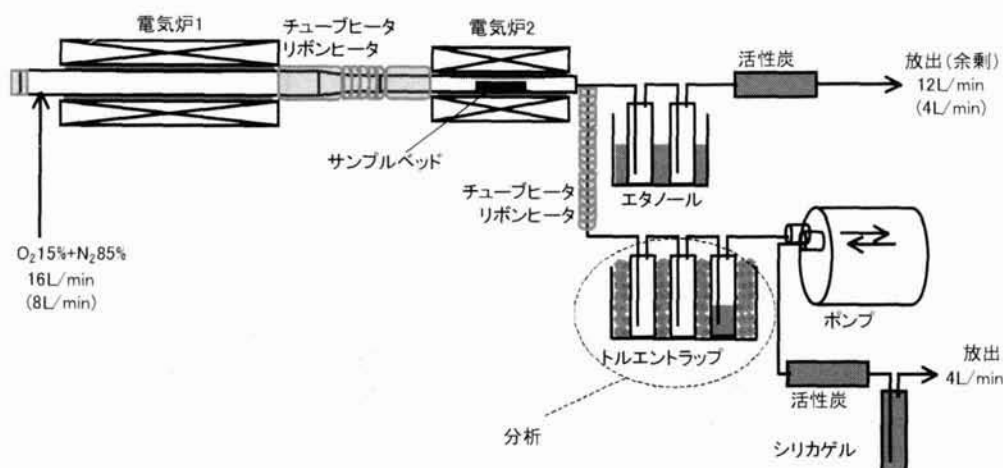


図 4.4.4 実験装置概略フロー

表 4.4.3 実験条件 1

試料	加熱 サンプル量	電気炉ガス流量	昇温速度	O <sub>2</sub> 濃度
過熱器付着ダスト	2.0g	8L/min (0.7m/s 相当)	10°C/min	15%
エコノマイザ付着スト	1.5g	16L/min (1.5m/s 相当)		

表 4.4.4 実験条件 2

試料			加熱温度	加熱時間
過熱器付着ダスト	ガス側	D1	常温～250°C	145min (昇温 25min + 温度保持 120min)
		D2	250～300°C	125min (昇温 5min + 温度保持 120min)
		D3	300～350°C	125min (昇温 5min + 温度保持 120min)
	残渣	D4	常温～350°C	395min
エコノマイザ付着スト	ガス側	E1	常温～150°C	135min (昇温 15min + 温度保持 120min)
		E2	150～200°C	125min (昇温 5min + 温度保持 120min)
		E3	200～250°C	125min (昇温 5min + 温度保持 120min)
	残渣	E4	常温～250°C	385min

終了後の残留物の濃度を示す。まず、過熱器ダストについては(図 4.4.5)、250°Cに加熱した場合はほとんど発生しなかったが、300°Cおよび350°Cに加熱した場合はそれぞれ原灰の3倍程度のダイオキシン類が発生した。3段階の加熱によりダイオキシン類は原灰の0.15ng-TEQ/gに対し排ガスと残留物合わせて約8倍の1.2ng-TEQ/gに増加し、そのうち約8割にあたる0.96ng-TEQ/gが排ガスへの揮発分であった。一方エコノマイザダストについては(図 4.4.6)、加熱温度が低いためかダイオキシン類は増加せず、数%が排ガスへ揮発したのみであった。

以上の結果から、150～350°Cにおいては加熱温度が高いほどダイオキシン類は多く発生して排ガスへ揮発し、中でも250～300°Cの間で顕著に増加することがわかった。300°Cと350°Cでは発生量に大きな違いがないため、この間の温度域で発生量が最大となると考える。また、原灰濃度が低いにも関わらず、加熱温度が高いため、エコノマイザダストに比べて過熱器ダストでの発生量が多くなった。

次に、ダスト加熱実験により発生し揮発したダイオキシン類の同族体分布およびPCDDs/PCDFs+DL-PCB割合を、第3節で述べた施設4Cにおける起動時(改善後、RUN2-2)において、

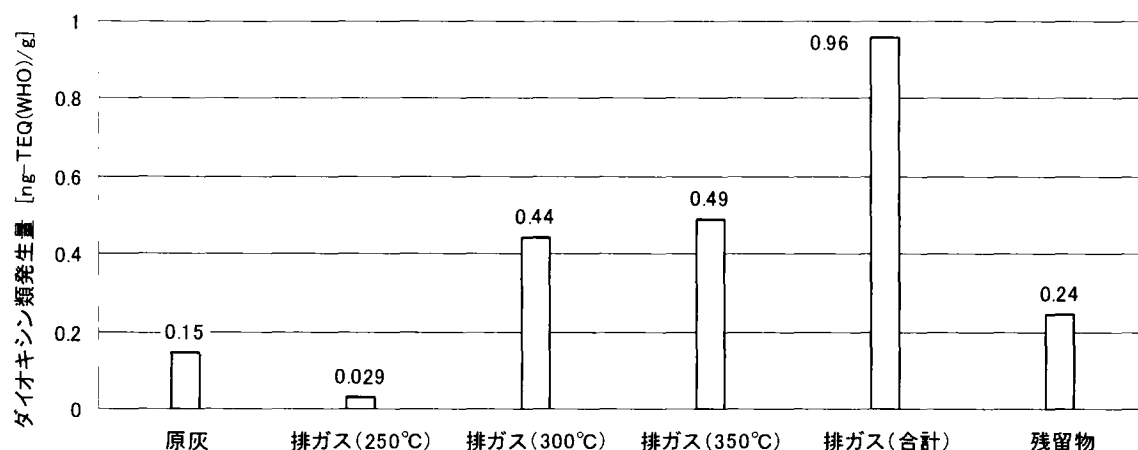


図 4.4.5 加熱時ダイオキシン類発生量(過熱器ダスト)

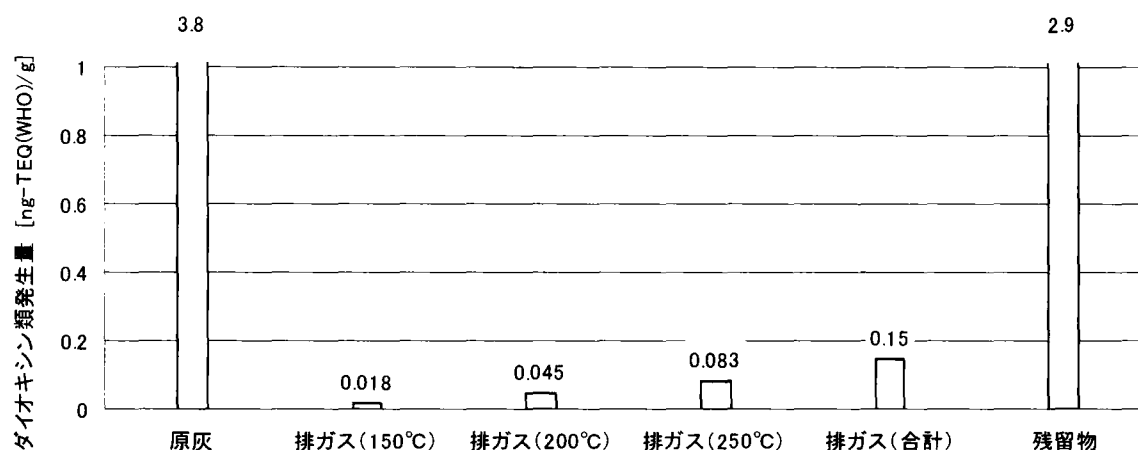


図 4.4.6 加熱時ダイオキシン類発生量(エコノマイザダスト)

炉出口からボイラ出口で増加したガス状ダイオキシン類のそれとあわせて図 4.4.7 および図 4.4.8 に示す。実炉での増加ダイオキシン類と過熱器・エコノマイザダストからの発生ダイオキシン類の同族体分布および PCDDs/PCDFs+DL-PCB 割合は非常によく一致しており、ボイラ部でのダイオキシン類増加はボイラ水管に付着しているダストでの合成および揮発が原因であると推定できた。

さらに、表 4.4.5 および表 4.4.6 に実炉での増加量と加熱実験結果による推定の増加量の比較を示す。ここでは、過熱器およびエコノマイザ水管に付着しているダスト厚みを 3mm、ダスト密度を  $0.3\text{t/m}^3$  と仮定して計算した。その結果、両者は一致しており、このことからボイラ部でのダイオキシン類増加はボイラ水管に付着しているダストでの合成および揮発が原因であると推定できた。

以上は炉出口からボイラ出口の間でのダイオキシン類増加原因について述べたが、RUN2 の場合は炉出口においてすでにボイラ出口の半分程度が発生していた。そのほとんどが粒子状であった(図 4.4.1)ことから、炉出口ダイオキシン類発生原因として、ストーカ上および炉壁に付着したダスト自身の飛散、バーナ排ガスに含まれる未燃炭素からの合成等が考えられるが、本研究ではその主原因を特定することはできなかった。

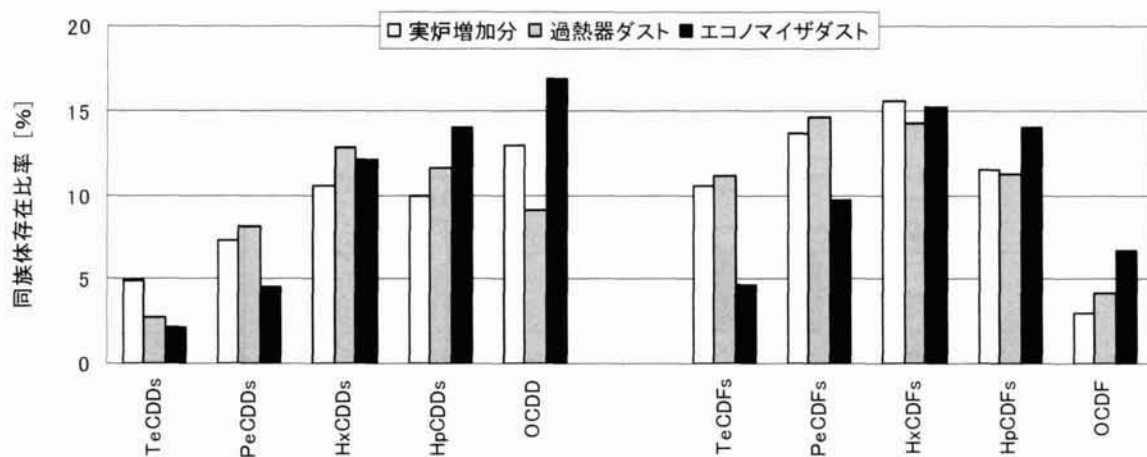


図 4.4.7 PCDDs/PCDFs 同族体分布

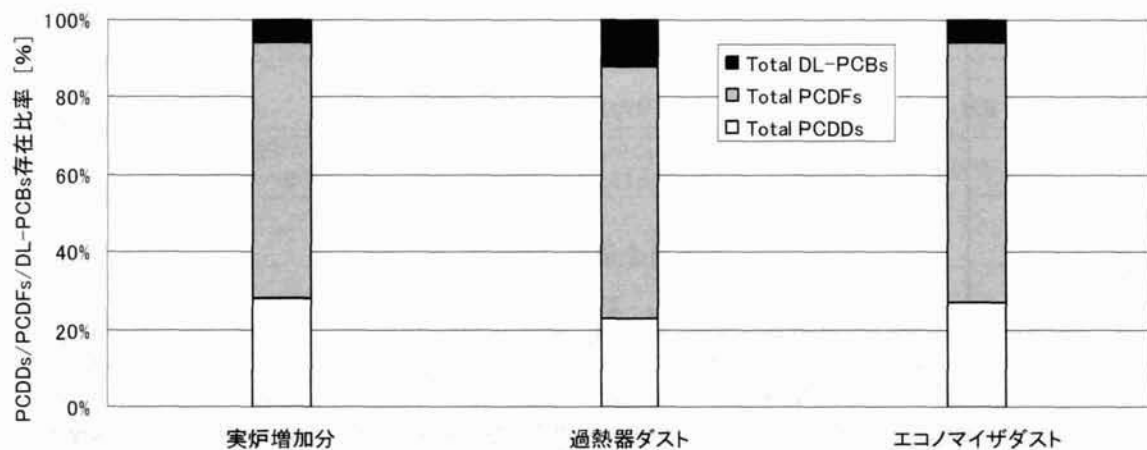


図 4.4.8 PCDDs/PCDFs+DL-PCBs 割合

RUN1 に比べて RUN2 のバーナ専焼時にボイラ出口の発生濃度が大幅に減少していた(図 4.3.6)。しかし、粒子状ダイオキシン類は差がなく、ガス状ダイオキシン類が大きく違うため、炉出口の発生濃度は同等であり、ボイラ部での合成量が違うものと考える。RUN1 は年 1 回行われる炉・ボイラ清掃後 5 回目の起動(清掃後運転時間約 220 日)であり、RUN2 は清掃後 3 回目の起動(清掃後運転時間約 100 日)であった。このことから、RUN2 ではボイラ水管の付着ダスト量が RUN1 に比べて少なかったため、ボイラでの合成量が減少したものと考えられる。すなわち、ボイラ水管の付着ダストを除去(たとえば、吊下げタイプの場合はハンマリング装置運転)した後、炉の起動を行うことでボイラ出口のダイオキシン類発生量を抑制できると考えられる。

#### 4.4.4 本節のまとめ

本節では、起動時のダイオキシン類発生メカニズムの推定を行った。

その結果、炉出口からボイラ出口の間でのダイオキシン類増加は、ボイラ水管に付着したダストで合成が起り、揮発していることが原因であると推定できた。起動前の状態では、過熱器付着ダストのダイオキシン類濃度はエコマイザ付着ダストに比べて大幅に低いにもかかわらず、加熱温度が高いために合成の大部分が過熱器付着ダストで起こっていることがわかった。また、合成量は 250～300℃の間で急激に増加し、

300℃と 350℃では違いがなかった。一方、炉出口でのダイオキシン類発生原因については特定できなかった。しかし、起動時ダイオキシン類発生量抑制のためには、起動前にボイラ水管に付着したダストを除去することの効果が大いと考えられる。

表 4.4.5 実炉ボイラ部でのダイオキシン類増加量(起動時、RUN2-2)

	時間 min	排ガス量 m <sup>3</sup> <sub>N</sub> /h	ダイオキシン類濃度 ng-TEQ(WHO)/m <sup>3</sup> <sub>N</sub>	ダイオキシン類量 μg-TEQ(WHO)
炉出口	412	16,700	17	1,900
ボイラ出口			28	3,200
増加量	—	—	—	1,300

表 4.4.6 加熱実験結果によるダイオキシン類推定発生量

	ダイオキシン類 発生量 ng-TEQ(WHO)/g	伝熱面積 m <sup>2</sup>	推定ダスト 厚み mm	推定ダスト比 重 ton/m <sup>3</sup>	ダスト量 ton	ダイオキシン類 発生量 μg-TEQ(WHO)
過熱器ダスト	0.96	1,390*	3	0.3	1.25	1,200
エコノマイザダスト	0.15	850	3	0.3	0.765	110
合計	—	—	—	—	—	1,300

※ 過熱器の伝熱面積

## 4.5 本章のまとめ

本章では、間欠運転炉および全連続運転炉における非定常運転時のダイオキシン類排出特性や削減対策について調査した。また、全連続運転炉の起動前に採取したボイラダスト再加熱実験を行い、起動時のダイオキシン類発生メカニズムを推定した。以下に本章で得られた知見を示す。

- 起動時はバーナ加温により速やかに炉内温度を上昇することにより、ダイオキシン類を低減できた。また、起動初期にバーナ専焼を行って炉温度を上げ、その後ごみを供給して燃焼することにより一層低減できた。
- 起動時のボイラ出口排ガス中ダイオキシン類濃度は、バーナ専焼時に温度上昇とともに増加し、ごみを投入すると低下する傾向にあった。
- 起動時のダイオキシン類排出量削減のためには BF 早期通ガスの効果が大きかった。
- 全連続運転炉においては、焼却炉・ボイラがダイオキシン類の主な発生源であり、排ガス処理設備における合成は認められなかった。
- ボイラ出口ダイオキシン類については、定常運転時は粒子状割合が大部分を占めていたのに対して、起動停止時はガス状割合が大部分を占めていた。
- 起動初期や停止後期等のごみ供給のない条件と比較して定常運転時等ごみ供給がある条件では、PCDDs は高塩素化物の割合が高い傾向が見られた。
- 全連続運転炉の排ガスからの年間ダイオキシン類排出量の中で、15%が起動時に由来することが明らかになった。実測データを用いて周辺環境の評価をする場合には起動時の排出量を考慮

する必要がある。一方、停止時の寄与は 0.6% であり、ほとんど影響がないことがわかった。

- 起動時のボイラ部でのダイオキシン類増加は、ボイラ水管に付着したダストで合成が起り、揮発していることが主な原因であると推定できた。またその合成の大部分は、温度域が 250～350℃ である過熱器付着ダストにおいて起こっていることがわかった。
- 起動時の炉出口ダイオキシン類発生原因については、本研究で特定することができなかった。
- 起動時ダイオキシン類発生量抑制のためには、起動前にボイラ水管に付着したダストを除去することの効果が大いと考えられる。

#### 第 4 章参考文献

- 1) 環境省：日本の廃棄物処理 平成 10 年度版 (2001)
- 2) Horst C. Gass, Michael Wilken, Karl Lüder：OPTIMIZATION OF START-UP PROCEDURE IN A MUNICIPAL WASTE INCINERATION-IMPACT ON THE EMISSION OF DIOXINS AND RELATED COMPOUNDS, Organohalogen Compounds, Vol.63, pp.25-28 (2003)
- 3) Michael Wilken, Frank Marsch, Günter Dehoust：START-UP OF A HAZARDOUS WASTE INCINERATOR-IMPACT ON THE PCDD/F-EMISSION, Organohalogen Compounds, Vol.63, pp.29-32 (2003)
- 4) H.Hunsinger, H.Seifert, K.Jay:FORMATION OF PCDD/F DURING START-UP OF MSWI, Organohalogen Compounds, Vol.63, pp.37-40 (2003)
- 5) 手島肇、唐津良憲、川島真、酒井伸一、本多卓：ごみ焼却炉の起動・停止時のダイオキシン類排出特性、日本機械学会環境工学総合シンポジウム'92 講演論文集、pp.164-167 (1992)
- 6) 手島肇、唐津良憲、川島真、本多卓、酒井伸一：ごみ焼却プラントの起動・停止時におけるダイオキシン類発生抑制運転、第 3 回廃棄物学会研究発表会講演論文集、pp.311-314 (1992)
- 7) 手島肇、天本俊郎、川島真、酒井伸一：ごみ焼却プラントの起動・停止時におけるダイオキシン類発生抑制運転(第 2 報)、第 4 回廃棄物学会研究発表会講演論文集、pp.799-802 (1993)
- 8) H.Teijima, Y.Karatsu, M.Kawashima, S.Sakai, T.Honda：REDUCTION OF DIOXIN EMISSION ON START UP AND SHUT DOWN AT BATCH-OPERATIONAL MSW INCINERATION PLANT, Chemosphere, Vol.27, Nos1-3, pp.263-269 (1993)
- 9) 平岡正勝、武田信生、酒井伸一、金田晃、大賀貞彦、瀬川道信、手島肇、西垣正秀、早田芳浩：既設ごみ焼却の燃焼改善によるダイオキシン類抑制、第 2 回廃棄物学会研究発表会講演論文集、pp.449-452 (1991)
- 10) Hajime Teijima, Masahide Nishigaki, Yasuyuki Fujita, Akihiro Matsumoto, Nobuo Takeda, Masaki Takaoka：Characteristics of dioxins emission at startup and shutdown of MSW incinerator, Chemosphere, Vol.66, Issue6, pp.1123-1130 (2007)
- 11) 一般廃棄物の排出及び処理状況等(平成 15 年度実績)、環境省ホームページ
- 12) 一般廃棄物焼却施設の排ガス中のダイオキシン類濃度等について(平成 17 年)、環境省ホームページ
- 13) Hoogerbrugge R., Liem A. K. D.：HOW TO HANDLE NON-DETECTS, Organohalogen Compounds, Vol.45, pp.13-16 (2000)
- 14) 馬淵邦雄、川本克也、武田信生：モデル実験によるガス化溶融飛灰上でのダイオキシン類の生成機構の検討、第 10 回廃棄物学会研究発表会講演論文集、pp.815-817 (1999)
- 15) 川本克也、馬淵邦雄、武田信生：ガス化溶融プロセス飛灰上でのダイオキシン類の生成特性、第 10 回廃棄物学会研究発表会講演論文集、pp.818-820 (1999)
- 16) 川本克也、鈴木和将：ガス化溶融飛灰上でのダイオキシン類生成に対する未燃炭素の影響、第 11 回廃棄物学会研究発表会講演論文集、pp.712-714 (2000)
- 17) 鈴木和将、川本克也、片桐学、神田伸靖：都市ごみ焼却炉飛灰のダイオキシン類生成能、第 12 回廃棄物学会研究発表会講演論文集、pp.707-709 (2001)
- 18) 石橋憲明、岡島重伸、古原福全、西脇一宇、平岡正勝：廃棄物焼却排ガス冷却過程におけるダイオキシ

ン類の生成、廃棄物学会論文誌、Vol.14、No.1、pp.17-26 (2003)

- 19) L.Stieglitz, M.Eichberger, J.Schleihau, G.Zwick, R.Will : THE OXIDATIVE DEGRADATION OF CARBON AND ITS ROLE IN THE DE-NOVO-SYNTHESIS OF ORGANOHALOGEN COMPOUNDS IN FLY ASH, Chemosphere, Vol.27, pp.343-350 (1993)
- 20) Elmar R. Altwicker, Yanmei Xun, Michael S. Milligan : DIOXIN FORMATION OVER FLY ASH: OXYGEN DEPENDENCE, TEMPERATURE DEPENDENCE AND PHASE DISTRIBUTION, Organohalogen Compounds, Vol.20, pp.381-384 (1994)



## 第5章 廃棄物組成に応じた中間処理・再資源化システムの検討

### 5.1 はじめに

日本では都市ごみ処理に占める焼却処理の割合が 80% 近く<sup>1)</sup>であり、都市ごみ中間処理において重要な位置を占める。焼却処理の初期段階では、都市ごみは水分を多く含む厨芥類が中心であり、衛生処理・減容化が主な目的であったが、ライフスタイルの変化に伴い発熱量が上昇すると、電力等のエネルギー回収の重要性が増し、同時に公害防止に対する要求が高まってきた。その結果、今日の都市ごみ焼却施設は発電を主とした熱回収設備、排ガスの高度処理設備、灰の熔融固化設備等の採用が一般的になっており、やや施設の肥大化の感がある。その一方で、ダイオキシン類問題等により焼却処理に対する懸念が広がったことや、資源循環に対する社会的要求の高まり等により、焼却以外の中間処理を求める動きが見られる。

平成 12 年 4 月に容器包装リサイクル法(以下、「容リ法」と呼ぶ)が完全施行され、自治体が分別収集を推進し進めつつあり、これまで焼却されていた都市ごみの一部が容器包装廃棄物として分別収集・資源化处理される流れにある。都市ごみは量の増大と発熱量上昇の傾向が長らく続いていたが、容器包装廃棄物のリサイクルにより、量の減少と性状の変化、特に紙・プラスチック類の減少による発熱量の低下が予想され、都市ごみの中間処理としての焼却処理に対するひとつの転機となると考えられる。一方、都市ごみのうち厨芥等の生物由来有機性廃棄物については、ほとんどが焼却処理されてきており、堆肥化などの有効利用はごく一部に留まっていた。しかし、近年生物由来有機性廃棄物のメタン発酵技術の進展により効率的にメタンを回収することができるようになり、エネルギー回収・CO<sub>2</sub> 削減、また脱焼却の観点から注目されている。水分が多く本来焼却処理に適さない厨芥類をメタン発酵処理することにより、焼却対象ごみの量は減少し、発熱量は上昇すると予想される。このように、循環型社会に向けた法制度の整備とそれに伴う都市ごみの量・質の変化、また焼却以外の中間処理技術の発展により、焼却処理中心であった都市ごみ中間処理は重要な転換期を迎えていると考えられる。

本章では、まず容リ法が焼却対象ごみ質に与える影響について、実際の自治体のデータをもとに調査解析を行った結果について述べる。次に容リ法の適用後、都市ごみ中間処理が焼却中心から焼却と他の中間処理方法との組み合わせに移行した場合の環境負荷、経済性等について LCA 的手法を用いて評価した研究について述べる。

### 5.2 容器包装リサイクル法施行後のごみ質変化

#### 5.2.1 本節の目的

平成 9 年 4 月の容リ法本格施行に伴い、これまで焼却処理あるいは埋立処分されてきた容器包装材を分別収集し、リサイクルを推進する動きが全国の自治体で活発化している。このことは焼却ごみおよび埋立ごみの減量化に結びつくだけでなく、各対象ごみの性状をも変化させるものと考えられる。焼却処理は循環型



社会形成推進の中でサーマルリカバリーとして重要な役割を担うが、ごみ性状の変化がその効果に影響する可能性が予想される。リサイクルも含めた広い視点からは「循環資源の分別再資源化か、あるいは廃棄物からのエネルギー回収か」といった議論もなされはじめている。

本節ではA市の焼却施設で計測された容り法適用前後におけるごみ低位発熱量(以下、発熱量と呼ぶ)のデータを基に、その経年変化などを整理し、傾向について考察を行った。

## 5.2.2 調査対象データおよび解析方法

調査期間：平成3年4月1日～平成15年3月31日(A市は平成11年4月より容り法を適用している)

調査項目：対象施設における発熱量の日平均値(施設運転データを基にした演算値)

対象施設：A市の5つの焼却施設(A～E工場)

データ数：解析用 19,834(全データ19,849のうち、特異値を除くため4,000～14,750kJ/kgのみ採用)

## 5.2.3 解析結果および考察

### 5.2.3.1 発熱量の推移

容り法適用に伴うごみ質の変化を調べるため、容り法適用前後における発熱量平均値の比較を行った(表5.2.1)。容り法適用前後の発熱量平均値を比較すると、容り法適用後は全工場において高い値を示した。容り法適用前に対して約170～980kJ/kgの上昇であり、比率では約2～12%に相当する。

次に、年度毎の発熱量平均値を算出し、その経年変化について調べた(図5.2.1)。図中では、発熱量平均値の推移を折れ線で示しており、棒グラフは容り法適用前年の平成10年度の発熱量との差を示している。経年変化を見ると、容り法適用以前の発熱量はおおむね上昇傾向にあり、適用以降についてはA工場を除き、低下傾向を示した。この低下傾向をより明確に把握するためには、今後の推移についてさらに長期的な調査が必要であると考えられる。

### 5.2.3.2 発熱量の変動

容り法適用前後のごみ質変化に関してさらに何らかの特性がないかを確認するため、発熱量の変動について調べた。容り法適用前後における発熱量の分布、中央値および信頼区間の変化について比較を行った(表5.2.2および図5.2.2)。中央値は、平均値と同様に全工場において容り法適用後が高い値を示した。次に、容り法適用前後のごみ質分布を比較すると分布形状の顕著な差異は見られない。また変動幅として各工場のデータ数のうち90%分のデータを含むごみ質の範囲(信頼区間)を比較すると、適用前が2,250～3,500kJ/kgであるのに対し、

適用後は2,000～3,250kJ/kgであり発熱量の変動幅についても特徴的な傾向はないと考えられる。

表 5.2.1 容り法適用前後の発熱量平均値の変化

	発熱量平均値 kJ/kg		発熱量平均値の変化		データ数	
	適用前	適用後	差 kJ/kg	増減率 %	適用前	適用後
A工場	9,499	10,313	813	+8.6	2,629	1,354
B工場	9,666	10,042	376	+3.9	2,708	1,375
C工場	9,636	10,025	389	+4.0	2,646	1,366
D工場	10,096	10,270	174	+1.7	2,641	1,333
E工場	8,514	9,495	982	+11.5	2,673	1,109

### 5.2.3.3 ごみ質変化要因の推測

本調査で見られた容リ法適用後におけるごみ質の上昇傾向に関して、その原因を推定するため、試算を行った。先述のとおりA市では平成11年にPETボトルおよびビン・缶の分別を開始しており、これらの分別回収率をパラメータとして変化させた場合に発熱量がどのような傾向を示すかを調べた。なお焼却ごみ中のPETボトルなどの比率については、既存の調査結果<sup>2)3)4)</sup>を用いた。試算の結果、ほとんどのケースにおいて容リ法適用後に発熱量が上昇しており、本調査における発熱量の上昇傾向を説明できる要因の一つであることが推測された(表 5.2.3)。また、ビン・缶の分別回収率が高いほど、発熱量が上昇する結果であった。なお、焼却ごみ質の変化に影響を与える要因としては、事業系廃棄物が5割程度混合していることなど、種々の要因が考えられるため、容リ法の適用だけで本調査の傾向を説明できるわけではないことはいうまでもない。

### 5.2.4 本節のまとめ

A市の焼却ごみの発熱量は、容リ法適用後に2～12%の上昇がみられた。この変化を推定するために試算を行った結果、PETボトル・ビン・缶の分別により発熱量が上昇する試算結果が得られ、容リ法の適用が焼却ごみの発熱量変化の要因である可能性を示した。常識的にはPETボトルを分別すると発熱量は低下すると思われるが、A市では不燃物であるビン・缶も併せて分別されており、後者の重量割合が高いことから残ったごみの発熱量は上昇するという結果となったと考えられる。

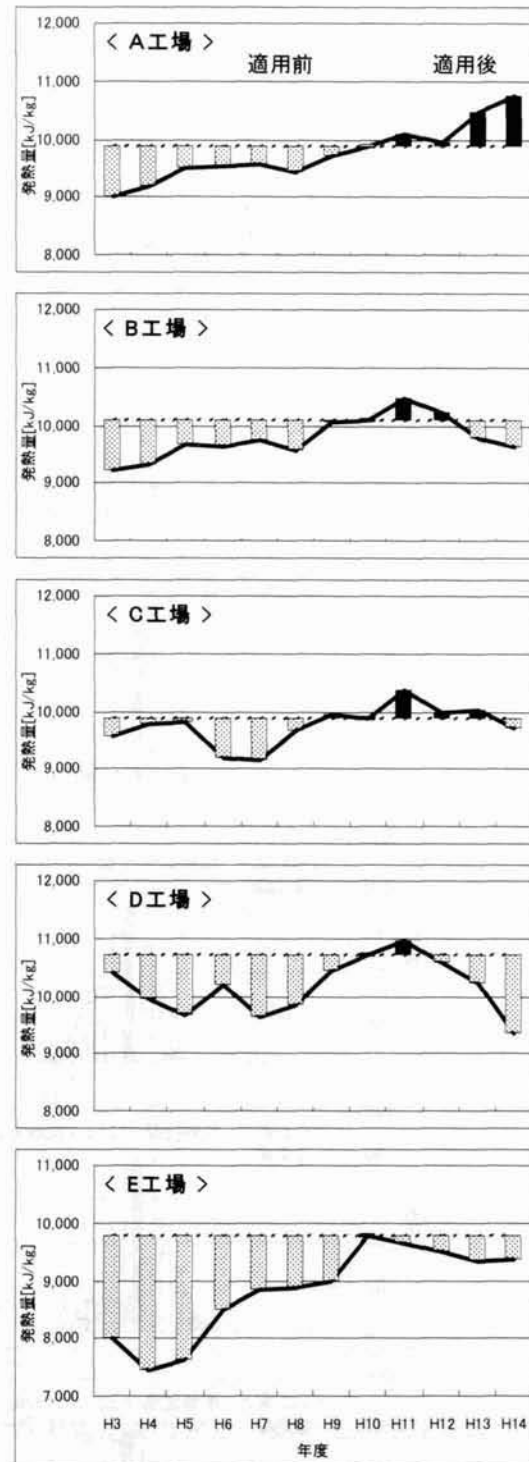


図 5.2.1 発熱量平均値(年間)の年次推移

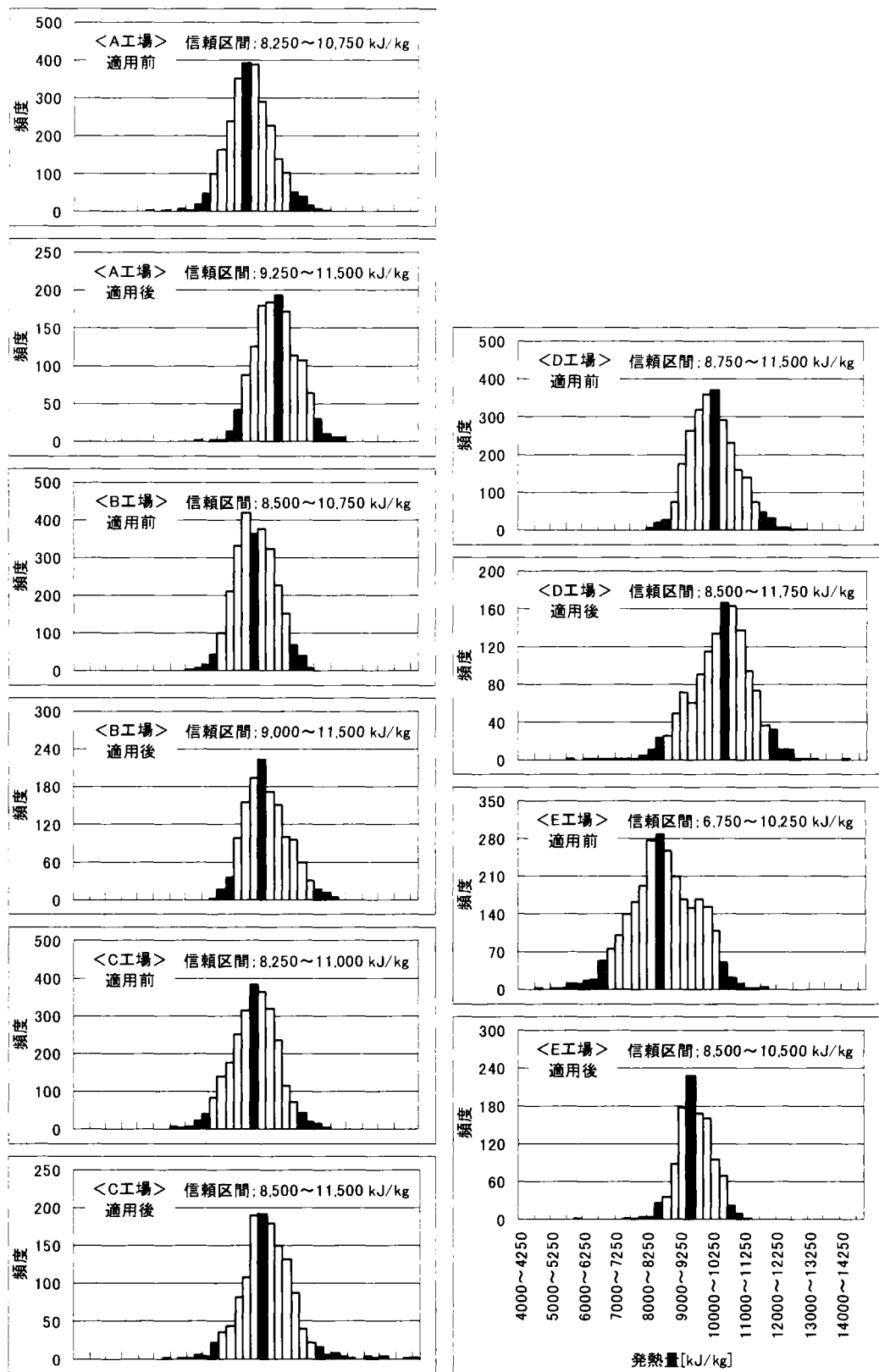


図 5.2.2 発熱量平均値の分布

表 5.2.2 容リ法適用前後の発熱量中央値および信頼区間の変化

	中央値 kJ/kg		中央値の変化		90%信頼区間 kJ/kg	
	適用前	適用後	差 kJ/kg	増減率 %	適用前※	適用後※
A 工場	9,487	10,290	802	+8.5	8,250~10,750 (2,500)	9,250~11,500 (2,250)
B 工場	9,642	9,958	316	+3.3	8,500~10,750 (2,250)	9,000~11,500 (2,500)
C 工場	9,667	9,984	317	+3.3	8,250~11,000 (2,750)	8,500~11,500 (3,000)
D 工場	10,032	10,358	326	+3.3	8,750~11,500 (2,750)	8,500~11,750 (3,250)
E 工場	8,474	9,476	1,001	+11.8	6,750~10,250 (3,500)	8,500~10,500 (2,000)

※()内は区間の巾

表 5.2.3 容リ法適用後の発熱量変化に対する試算条件および結果

試算条件	項目			単位	条件値	
	ごみ低位発熱量 (容リ法適用前)			kJ/kg	9,500	
	湿基準低位発熱量 (PET ボトル)			kJ/kg	21,700	
	(ビン・缶)			kJ/kg	-100	
	ごみ中湿重量比 (PET ボトル)			%	0.64	
		(ビン・缶)	%	4.90		
試算結果		分別率 %		発熱量 kJ/kg	増減 kJ/kg	
		PET	ビン・缶			
	容リ法適用前					
		分別なし	0	0	9,500	-
	容リ法適用後					
	①分別率同等 (PET=ビン・缶)	20	20	9,579	79	
		50	50	9,702	202	
		80	80	9,828	328	
		100	100	9,915	415	
	②ビン・缶分別率良 好 (PET<ビン・缶)	20	50	9,725	225	
		50	80	9,852	352	
		20	80	9,876	376	
		0	100	9,995	495	
	③PET 分別率良好 (PET>ビン・缶)	80	50	9,678	178	
		50	20	9,556	56	
		80	20	9,532	32	
		100	0	9,421	-79	

## 5.3 組成変化に対応した中間処理・再資源化システムの提案

### 5.3.1 本節の目的

本研究では、容リ法の浸透による都市ごみの量・質の将来変化を考慮し、都市ごみ中間処理が焼却中心から容器包装廃棄物の資源化や厨芥類のメタン発酵といった他の中間処理との組み合わせへと移行することを想定し、考え得るいくつかの処理・資源化システムを対象としてコスト、エネルギー消費、CO<sub>2</sub>排出等について LCA 的手法を用いて解析することにより、都市ごみ中間処理方式の評価を行うことを目的とした。

都市ごみ中間処理の評価を扱った既往の研究としては、主として生ごみを対象とした研究として、平井は生ごみ 80%+剪定枝 20%のごみについて、焼却、焼却+メタン発酵、焼却+堆肥化、堆肥化の 4 つのプロ

セスを比較しており、それによるとメタン発酵処理は焼却処理に比べて温室効果ガス削減効果やダイオキシン類削減効果が高いとしている<sup>56)</sup>。八都県市廃棄物問題検討委員会の報告<sup>7)</sup>によると、生ごみの焼却処理と比較して、メタン発酵処理ではコスト、エネルギー消費量は増加するがCO<sub>2</sub>排出量は削減されるとしている。小川らは、ホテル・スーパーマーケット等からの生ごみを焼却処理する場合に比べて、メタン発酵処理することによりコストは増加するがCO<sub>2</sub>排出量は削減されるとしている<sup>8)</sup>。

都市ごみを対象とした研究として、永田らは自治体へのヒアリング調査をもとに、プラスチック類を高炉還元剤として処理、厨芥類をメタン発酵処理、紙類を資源化処理、残りを焼却処理することで、全量焼却処理する場合に比べて14%のコスト増に対し環境負荷を12%削減することが可能としている<sup>9)</sup>。稲葉らは都市ごみのうちプラスチック製容器包装廃棄物をコークスが化学原料化または高炉還元剤化し、他を焼却処理することにより、全量焼却に比べてCO<sub>2</sub>排出量や石炭使用量が削減されるとしている<sup>10)</sup>。藤原らは、都市ごみの全量焼却処理に対して、紙やプラスチック製容器包装の分別推進によりコストは増加するが、CO<sub>2</sub>排出量、エネルギー消費量は削減されるとしている<sup>11)</sup>。一方厨芥のメタン発酵によりコスト、CO<sub>2</sub>排出量、エネルギー消費量いずれも増加するとしている。日本産業機械工業会は、都市ごみおよび畜産廃棄物や産業廃棄物のウェット系バイオマスを対象に焼却処理とメタン発酵を導入した場合について比較し、メタン発酵導入のほうがコストは増加するが、最終処分量や温室効果ガス排出量は削減されるとしている<sup>12)</sup>。総じて既往の研究では、容器包装廃棄物、特にプラスチック製容器包装廃棄物の資源化により、コストは増加するがエネルギー、CO<sub>2</sub>の削減となるとされている。また、生ごみ等の生物由来有機性廃棄物のメタン発酵により、同じくコストは増加するがエネルギー消費、CO<sub>2</sub>排出量は削減されるとされている。

上記に示したように同種の既往の研究がなされているが、必ずしも想定したシナリオ、処理方式の組み合わせあるいは対象ごみが一致しているわけではない。本研究では、特に容り法の下において①メタン発酵処理と焼却処理の組み合わせの効果、②メタン発酵処理対象物の分別収集と混合収集・機械選別の比較評価、③プラスチック製容器包装廃棄物の処理方法の評価、を目的としてシナリオを設定し計算を行った。

## 5.3.2 方法

### 5.3.2.1 評価モデル

本研究における評価モデルは、松藤による「都市ごみ処理システムの分析・計画・評価」<sup>13)</sup>におけるモデル(以下H-IWMと呼ぶ)を基本とした。IWMとは統合的廃棄物処理(Integrated Waste Management)を示し、松藤によると「すべての廃棄物、収集、処理、処分をひとつの「システム」とし、コスト・環境影響などを最小化するための要素選択、設計を行う考え方である」とされている。H-IWMは都市ごみの発生から最終処分までの物質フローを算出し、各経路における収集・処理・処分に関わる施設あるいはシステムの設計を行い、コスト・エネルギー消費量・CO<sub>2</sub>排出量等について積算するモデルである。本研究ではH-IWMの物質フローを本研究のシナリオに合うよう一部変更して使用した。また一部独自のモデルやインベントリデータを用いた。

H-IWM からの変更部分については本文中に記述する。

### 5.3.2.2 ごみの質と量

ごみの発生量、組成等は H-IWM に従い決定した。  
H-IWM ではごみを表 5.3.1 のように分類し、それぞれの発生原単位や発熱量、組成等を与えている。家庭系ごみのプレリサイクル率は H-IWM に従い、自家処理はないものとした。粗大系ごみは今回の評価対象から除外した。

ごみ発生量については収集人口を 30 万人として決定した。本研究では中間処理施設としての焼却処理施設において高効率発電を想定するため、比較的大規模な都市として想定したものである。事業系ごみの決定手順は H-IWM に従った。

本研究のモデルではごみを容器包装廃棄物、生物由来の有機性廃棄物、その他の 3 種類に大きく分類した。

容器包装廃棄物はさらに容リ法の種類ごとに細分化した。

容器包装廃棄物のうちガラス類は無色・茶色・その他に分類されているが、H-IWM の分類ではそれらの比率が不明なため、日本環境衛生センターのごみ細組成データ<sup>14)</sup>を参考に各色ごとの存在比率を決定した。

表 5.3.1 H-IWM のごみ分類

No	分類	
1	厨芥	
2	紙類	新聞紙
3		雑誌
4		上質紙
5		段ボール
6		飲料用紙ハック
7		紙箱、紙袋、包装紙
8		その他の紙(手紙、おむつ等)
9	布類	
10	プラスチック	PETボトル
11		PETボトル以外のボトル
12		ハック・カップ、トレイ
13		フラ袋
14		その他のフラ(商品等)
15	金属類	スチール缶
16		アルミ缶
17		缶以外の鉄類
18		缶以外の非鉄金属類
19	ガラス	リターナブルびん
20		ワンウェイびん(カレット)
21		その他のガラス
22	陶磁器類	
23	ゴム・皮革	
24	草木	

表 5.3.2 ごみ質・性状

分類	ごみ量  t/年	組成								低位 発熱量 kJ/kg	収集時 かさ 比重 t/m³	表 1 の分類 との対応	
			可燃分					灰分	水分				
			C	H	N	O	Cl						
		%wt	%wt	%wt	%wt	%wt	%wt	%wt	%wt				
家庭系ごみ	ガラス 無色	2,048	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	95.7	4.3	-107	0.40	No19-20
	茶色	1,282	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	95.7	4.3	-107	0.40	
	その他	520	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	95.7	4.3	-107	0.40	
	金属 スチール缶	1,408	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	95.0	5.0	-126	0.16	No15
	アルミ缶	670	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	95.0	5.0	-126	0.09	No16
	プラス PET ボトル	1,103	86.2	69.2	12.0	0.6	4.4	0.0	8.7	5.0	37,294	0.09	No10
	チック プラ容包	8,345	64.8	50.3	8.7	0.4	3.2	2.2	4.1	31.0	26,389	0.12	No11-13
	紙 段ボール	2,860	74.0	34.6	5.0	0.3	33.8	0.3	6.0	20.0	12,955	0.33	No5
	紙 紙パック	526	55.5	26.0	3.7	0.2	25.4	0.2	4.5	40.0	9,088	0.30	No6
	紙 紙製容器包装	7,840	46.2	21.6	3.1	0.2	21.1	0.2	3.8	50.0	7,155	0.32	No7
生物由来 厨芥	28,704	12.7	6.4	0.9	0.4	5.0	0.0	2.3	85.0	444	0.74	No1	
有機性 草木	2,078	58.2	28.9	3.8	1.2	24.1	0.2	1.9	40.0	10,296	0.26	No24	
廃棄物 紙	13,437	52.5	24.6	3.5	0.2	24.0	0.2	4.3	43.2	8,474	0.35	No2-4,8	
その他	布類	1,830	77.2	39.3	5.2	1.6	30.9	0.2	2.8	20.0	15,165	0.22	No9
	その他	3,751	49.4	37.4	6.2	0.7	3.7	1.4	46.3	4.4	19,563	0.23	No14,17-18,21-23
事業系ごみ		23,270	39.1	20.7	3.1	0.3	14.7	0.3	15.0	45.9	7,724	0.34	
ごみ合計		99,673	36.8	20.5	3.1	0.4	12.4	0.4	13.2	50.0	7,900	0.31	

生物由来の有機性廃棄物は厨芥、草木、紙(容器包装以外)に分類した。表 5.3.2 に本研究のごみ分類と発生量、主な性状、H-IWM の分類との対応を示す。

### 5.3.2.3 機能単位

5.3.2.2 で設定したごみについて、ごみ 1t(1,000kg)あたりの中間処理を本モデルの機能単位とする。

### 5.3.2.4 システム境界

基本的に自治体の業務範囲をシステム境界内とする。すなわち、ごみの収集運搬、各種中間処理、残渣の最終処分あるいは資源化回収物の売却または容リ法に基づく引渡しまでを範囲内とする(図 5.3.1 参照)。ただし再商品化事業所で出る残渣の処分、エネルギー消費、CO<sub>2</sub> に関しては環境への負荷を総体として評価するために必要であると考えたので、これらを評価に加えた。大気との境界は排ガスの排出、水圏との境界は排水放流、地圏との境界は埋立処分とする。

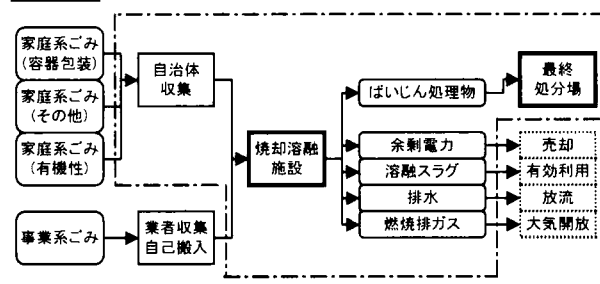
### 5.3.2.5 シナリオ

中間処理のオプションとして、容器包装廃棄物の資源化处理(記号 R)、生物由来有機性廃棄物のメタン発酵処理(記号 M)、および焼却処理(記号 B)の 3 方式とした。このうち焼却処理は全てのシナリオで採用される。

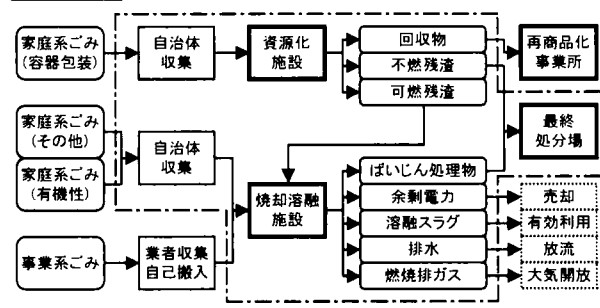
資源化处理については、容器包装廃棄物の全てを対象とするシナリオ(R)と、容器包装廃棄物のうちプラスチック製容器包装廃棄物(以下「プラ容包」と呼ぶ)は対象外とするシナリオ(R')を用意して、プラ容包を容リ法ルートで処理する場合と、焼却施設でサーマルリカバリーを行う場合の比較を行うこととした。

生物由来有機性廃棄物のメタン発酵処理については、生物由来の有機性廃棄物を分別収集するシナリオ(Ms)と、混合収集された都市ごみを機械選別によってメタン発酵処理対象物とそれ以外に分離するシナリ

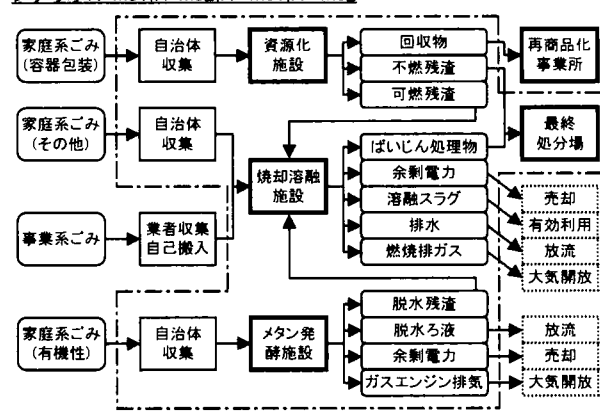
#### シナリオB



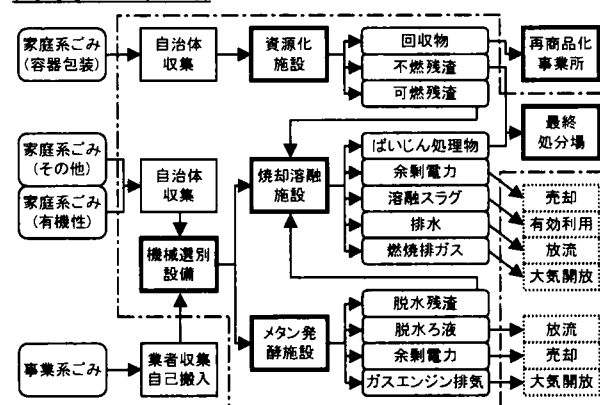
#### シナリオR,R'



#### シナリオR-Ms1,R-Ms2,R'-Ms1,R'-Ms2



#### シナリオR-Mm,R'-Mm



※図内部分がシステム境界内

図 5.3.1 シナリオフロー図

オ(Mm)を用意した。さらに分別収集シナリオにおいては、対象を厨芥・草木とするシナリオ(Ms1)と、容器包装以外の紙も対象とするシナリオ(Ms2)を用意した。

評価対象とするシナリオを表 5.3.3 に、それぞれのフローを図 5.3.1 に示す。

### 1) 容り法施行前のケース(全量焼却)

シナリオ B と表記する。都市ごみを全量焼却し、発電によるサーマルリカバリーを行う。焼却灰は全量溶融し溶融スラグを有効利用する。溶融エネルギーは電力とする。本シナリオは容り法施行前のケースと位置付け、後の評価のベースとする。

### 2) 容り法のケース(R グループ)

容器包装廃棄物を分別収集・資源化する。容器包装廃棄物以外のごみを焼却するシナリオ(R)、メタン発酵処理と焼却処理の組み合わせのシナリオ(R-Ms1、R-Ms2、R-Mm)の 4 種類を想定した。これら 4 つのシナリオ群をまとめて R グループと呼ぶ。

### 3) プラ容包を分別しないケース(R' グループ)

5.3.2.5 2)と同様であるが、容器包装廃棄物のうちプラ容包は分別収集・資源化しない。容器包装以外のごみとプラ容包を焼却するシナリオ(R')、メタン発酵処理と焼却処理の組み合わせのシナリオ(R'-Ms1、R'-Ms2、R'-Mm)の 4 種類を想定した。これら 4 つのシナリオ群をまとめて R' グループと呼ぶ。

### 5.3.2.6 モデル構築

モデルは基本的に H-IWM のモデルを採用した。H-IWM においてオプションとして用意されている選択

表 5.3.3 各シナリオの中間処理方法

グループ			全量 焼却	容り法後のケース (Rグループ)				プラ容包は分別しないケース(R'グループ)			
シナリオ			B	R	R- Ms1	R- Ms2	R- Mm	R'	R'- Ms1	R'- Ms2	R'- Mm
家庭系ごみ	容器包装	ガラス	焼却	資源化				資源化			
		金属									
		紙									
		PET ボトル									
	プラスチック	プラ 容包		メタン発酵  メタン発酵・焼却 機械選別一				メタン発酵  メタン発酵・焼却 機械選別一			
	生物由来 有機性 廃棄物	厨芥 草木									
	紙										
その他											
事業系ごみ			焼却				焼却				





いて、北九州市の実績<sup>15)</sup>を参考に 80%とした。厨芥や草木は容器包装類に比べて分別が容易と考えられる。後述する機械選別では厨芥の機械選別効率を 95%と設定しており、機械選別との比較を容易にするため厨芥および草木の分別協力率を 95%とした。

ごみ中継施設は考慮しない。

収集車両台数の算出に際し、H-IWM ではごみの容積をもとに算出しており、収集ごみ全体の容積はごみの分別種別に無関係である。またごみの種類や分別形態等による収集効率の変動は考慮していない。したがって本モデルのような容器包装廃棄物の細かい分別収集を行う場合、本来収集効率の低下に伴いごみ収集車両台数が増加するはずであるが、H-IWM ではほとんど増えず、現実との乖離が懸念される。そこで本モデルではその他の可燃ごみ、有機性廃棄物の収集車両台数算出には H-IWM を採用したが、容器包装廃棄物は文献<sup>16)</sup>より、各容器包装廃棄物の分別種別ごとに収集車両の 1 時間あたりの運搬量を設定し、1 台あたりの日稼働時間から必要台数を求めた(表 5.3.4 参照)。

各中間処理施設は同一敷地内に建設するものとし、施設間の輸送は発生しないものとした。

## 2) 資源化施設

H-IWM では「資源ごみ」として混合状態で収集されたものを手選別・磁選別・アルミ選別により選別する施設としているが、本モデルでは 5.3.2.6 1) の収集形態に基づき分別収集された容器包装廃棄物を選別するものとした。ガラスは無色・茶色・その他のびんが混合状態で収集されるため、手選別とする。金属は磁選機・アルミ選別機を用いた機械選別とする。PET ボトル、プラ容包はそれぞれ手選別による異物除去を行う。紙は段ボール・紙パック・紙製容器包装廃棄物の混合状態のため手選別とする。

それぞれの選別工程から発生する残渣のうち、ガラス、金属由来のものは可燃分が少なくと考え、不燃残渣として埋立とする。PET ボトル、プラ容包、紙由来のものは可燃分が多いと考え、焼却熔融施設で焼却処理する。なお、資源化工程において原料(収集された容器包装廃棄物)、製品(資源化回収物)、および残渣の組成は同一とした。

残渣の発生率は、容り法に基づく自治体の分別収集量に対する再商品化量(環境省による平成 16 年度の実績データ<sup>17)</sup>)により決定した。

資源化回収物のうち、アルミ缶、段ボール、紙パックは有償引取とし、単価は H-IWM のデータを採用した。スチール缶は H-IWM 同様、単価ゼロ円とした。容り法において特定事業者が再商品化義務を負うガラス(無色・透明・その他)、PET ボトル、プラ容包、紙製容器包装については、財団法人日本容器包装リサイクル協会のデータ<sup>18)</sup>より、平成 18 年度の再商品化委託費を採用した。なお再商品化委託費には再商品化事業者による輸送費も含まれるため、資源化回収物の輸送については本モデルでは考慮していない。

エネルギーと CO<sub>2</sub> に関するインベントリデータは H-IWM のデータを採用した。ただしプラ容包に関しては H-IWM に記載がないため、次の手順でエネルギーと CO<sub>2</sub> のインベントリデータを算出した。プラ容包の再商品化の実績<sup>19)</sup>をみると材料リサイクル(プラスチック製品)、高炉還元剤、コークス炉化学原料化の 3 方式が主であるため、この 3 方式について文献<sup>20)</sup>によりインベントリデータを作成し、平成 17 年度の再商品化実績比

表 5.3.4 H-IWM におけるオプション選択、および独自設定によるインベントリデータ等

項目	値	根拠	項目	値	根拠
一般			資源化		
軽油価格	0.095 千円/L	※	プラスチック製容器包装のインベントリ		
A重油価格	0.06 千円/L	※	エネルギー回収量	4,375 Mcal/t	文献19
収集運搬			二酸化炭素削減量	24 kg-C/t	文献19
収集人口	300,000 人	※	機械選別		
車両積載容量			建設費		
容器包装類	4 m3	文献12	焼却溶融施設建設費に対する割合	3%	※
有機性廃棄物	4 m3	文献12	消費電力	20 kWh/t	※
その他の可燃ごみ	4 m3	文献12	メタン発酵		
残渣搬出車両	16 m3	文献12	有機物分解率		
収集頻度			厨芥	85%	文献20
容器包装類	0.5 回/週	文献12	草木	20%	文献20
有機性廃棄物	2 回/週	文献12	紙	65%	文献20
その他の可燃ごみ	2 回/週	文献12	脱水残渣の含水率	60%	文献20
分別協力率(分別量÷発生量)			バイオガスの組成		
容器包装類	80%	文献14	メタン	57%	文献20
有機性廃棄物			二酸化炭素	43%	文献20
厨芥・草木	95%	文献14	メタンの低位発熱量	35.8 MJ/m3N	※
紙(容器包装以外)	80%	文献14	ガスエンジンの発電効率	32%	文献20
輸送距離			余剰熱の売却単価	0 円/MJ	※
ごみ収集	15 km	文献12	余剰熱によるエネルギー削減量	0 MJ/MJ	※
残渣搬出	20 km	文献12	余剰熱によるCO <sub>2</sub> 削減量	0 kg-C/MJ	※
ステーションあたり人口	60 人/箇所	文献12	焼却		
ステーション間距離	100 m	文献12	炉数	2 炉	文献12
輸送速度			炉形式	ストーカ式	文献12
移動(ステーション間)	10 km/h	文献12	ガス冷却方式	ボイラ式	文献12
輸送	40 km/h	文献12	発電方式	最大発電	文献12
容器包装の単位時間収集量			廃熱ボイラ条件		
ガラス(無色・茶色・その他)	0.40 t/h・台	文献15	ごみの燃焼熱の回収率	85%	※
金属(スチール缶・アルミ缶)	0.26 t/h・台	文献15	発生蒸気のエンタルピー	768 Mcal/t-蒸気	※
PETボトル	0.11 t/h・台	文献15	集じん灰処理方式	溶融固化(焼却灰を含む)	文献12
プラスチック製容器包装	0.37 t/h・台	文献15	炉の点検時のごみ処理	全量焼却	文献12
段ボール・紙バック・紙製容器包装	0.58 t/h・台	文献15	溶融固化用エネルギー	電力	文献12
資源化			HCl規制値	30 ppm	文献12
アルミの選別方法	アルミ選別機	文献12	NOx規制値	50 ppm	文献12
資源回収率			集じん灰処理		
ガラス			セメント添加率	0%	※
無色	96.5%	文献16	溶融飛灰の発生率	5%	文献22
茶色	96.9%	文献16	最終処分		
その他	94.6%	文献16	埋立機材	ブルドーザ	文献12
金属			覆土材	土	文献12
スチール缶	98.0%	文献16	計画場所	山間	文献12
アルミ缶	98.9%	文献16	計画使用期間	20 年	文献12
プラスチック			埋立区画数	1 区画	文献12
PETボトル	97.0%	文献16	最終覆土方法	土壌覆土	文献12
その他	96.6%	文献16	降水量	標準(1000-2000mm/年)	文献12
紙			気候	中温	文献12
段ボール	99.1%	文献16	浸出水脱塩素処理	設置する	文献12
紙バック	97.4%	文献16	砂ろ過処理	設置する	文献12
その他	86.2%	文献16	放流水質基準		
再商品化委託費用または売却益			BOD	60 mg/L	文献12
ガラス			COD	90 mg/L	文献12
無色	3.9 千円/t	文献17	T-N	60 mg/L	文献12
茶色	4.8 千円/t	文献17	SS	60 mg/L	文献12
その他	7.1 千円/t	文献17	色度	除去しない	文献12
金属			しゃ水工の安全対策		
スチール缶	0 千円/t	文献12	漏水検知システム	あり	文献12
アルミ缶	-60 千円/t	文献12	鉛直しゃ水の追加	あり	文献12
プラスチック			漏水検知用回廊の設置	あり	文献12
PETボトル	9.1 千円/t	文献17	モニタリング強化	あり	文献12
その他	89.1 千円/t	文献17	再商品化プロセスにおける残渣発生率		
紙			ガラス(無色・茶色・その他)	4.1%	文献24
段ボール	-4 千円/t	文献12	金属(スチール缶・アルミ缶)	0.0%	※
紙バック	-4 千円/t	文献12	PETボトル	28.7%	文献25
その他	20.4 千円/t	文献17	プラスチック製容器包装	28.4%	文献19
			段ボール・紙バック・紙製容器包装	20.0%	※

※ 今回の設定値

率に従い加重平均した。

## 3) メタン発酵施設

メタン発酵施設のマスバランス(バイオガス発生量、組成、残渣の水分率等)については、H-IWM を採用

せず、乾式高温発酵技術の文献<sup>21)</sup>のデータを採用した(表 5.3.4)。

発生したバイオガスの用途として、H-IWM ではメタンの売却を想定しているが、本モデルではガスエンジンによる発電とする。ガスエンジンの排気は発酵槽の加温に使用する。余剰熱は売却先の確保が困難と考え、売却は考慮しない(売却単価をゼロとする)。発生した電力は施設内で使用する他、余剰分は電力会社へ売却とした。

発生する脱水残渣は堆肥化などの有効利用も考えられるが、堆肥の需要が確保できないことを考え、本モデルでは焼却溶融施設で焼却処理するものとした。排水は処理後放流されるものとした。

H-IWM ではメタン発酵による CO<sub>2</sub> 排出を計上しているが、メタン発酵対象物は生物由来であるためカーボンニュートラルと考え本モデルでは計上しない。

その他の部分については H-IWM を採用した。

4) 機械選別設備

都市ごみを機械選別によりメタン発酵処理対象物とそれ以外に分離する場合、メタン発酵処理対象物の回収率を設定する必要がある。本モデルでは浅野ら<sup>22)</sup>によるデータを採用した(表 5.3.5)。

機械選別設備は H-IWM では想定されていないため、本モデルでは焼却溶融施設の前処理工程に組み込むものとした。処理フローは破碎および篩い分けとする。機械選別設備の建設コストは必要な機械設備等を考慮して独自に積算した結果をもとに、焼却溶融施設の建設費に対し 3%の増加とし焼却溶融施設に計上した。またユーティリティとしては電力のみを考慮し、設備の消費電力を独自に積算した結果をもとに焼却溶融施設に計上した。運転人員は焼却溶融施設運転員が兼務可能と考え、機械選別設備の専従運転員は不要とした。

5) 焼却溶融施設

焼却溶融施設では、資源化施設からの可燃残渣、メタン発酵施設からの脱水残渣、「その他の可燃ごみ」として収集された家庭系ごみ、および事業系ごみを焼却処理する。機械選別設備がある場合、「その他の可燃ごみ」と事業系ごみは機械選別設備を経てメタン発酵対象物が分離され、残りが焼却対象物となる。

焼却炉はストーカ式とし廃熱ボイラを備える。排ガスは 2 段集じんとし、焼却灰と集じん灰(前段)を合わせてごみ中の灰分の全てを溶融炉へ投入する(前段集じん器でのダスト捕集効率を 100%とする)。後段の集じん器ではアルカリ剤(消石灰)により乾式酸性ガス除去を行う。後段集じん器の脱塩残渣と溶融炉集じん器で捕集される溶融飛灰は重金属固定剤により処理し、処

理物は最終処分場で埋立とする。廃熱ボイラの蒸気条件は、高効率発電を想定し 4MPa、400℃クラスとし、ごみの燃焼熱の廃熱ボイラにおける回収率を 85%とした。発生蒸気はプロセス使用蒸気を除いた全量を蒸気タービンに導き発電を行い、溶融電力を含む所内電力を

表 5.3.5 機械選別効率		
ごみ種別	機械選別効率※	本モデルでの ごみ種類組成
生ごみ	95%	厨芥
紙ごみ	14%	紙
木・竹・繊維	19%	草木、布類
ビニル類	9%	PET ボトル、プラ容包
重量物	55%	ガラス、金属
ごみ全体	49%	その他
※ 機械選別によりメタン発酵処理対象物となる割合		

賄い余剰は売却とする。所内で発生する排水は排水処理設備で処理後、一部再利用し余剰は放流とする。

H-IWM では2段集じんは考慮していないため、集じん灰量＝排ガス中の灰分＋アルカリ剤(消石灰)吹込みによる反応生成物＋未反応消石灰としている。本モデルでは排ガス中の灰分を前段集じん器の集じん灰量とし、反応生成物＋未反応消石灰量を後段集じん器での脱塩残渣量とした。また H-IWM では溶融飛灰の発生は考慮していないが、本モデルでは鄭らのデータ<sup>23)</sup>を参考に、溶融飛灰発生率＝溶融飛灰量／(溶融飛灰量＋溶融スラグ量)を5%とした。

## 6) 最終処分場

最終処分物は、資源化施設からの不燃残渣、焼却溶融施設からのばいじん処理物とした。これらを対象とした最終処分場を新規に建設し、浸出水処理を含む運営、埋立完了後の閉鎖までをモデル化した。

### 5.3.2.7 評価項目

#### 1) コスト

イニシャルコストは、収集運搬については清掃事務所の建設費と運搬車両の購入費を、資源化施設、メタン発酵施設、焼却溶融施設(機械選別設備含む)、最終処分場についてはそれぞれの建設コストを計上した。最終処分場は重機購入費、閉鎖工事費も計上した。償却期間は H-IWM に従った。土地購入費は地価や償却期間の設定が困難なため計上していない。

ランニングコストは各プロセスにおける人件費、ユーティリティ(電力、燃料、薬品、水)、施設整備費を計上した。売電や有価物売却による収入がある場合は負数にて計上した。

資源化施設における資源化回収物のうち、容リ法により特定事業者が再商品化義務を負うガラス、PET ボトル、プラ容包、紙製容器包装については再商品化委託費を計上した。したがって本モデルにおけるコストは自治体負担コストに加えて、特定事業者の負担するコストも計上されることになる。

#### 2) エネルギー消費量

電力、燃料使用による直接エネルギー消費量、建設時の土木・建築工事(車両を含む)、整備補修、薬品等の使用による間接エネルギー消費量を計上した。売電、資源回収等によるエネルギー削減がある場合は負数にて計上した。

#### 3) CO<sub>2</sub> 排出量

電力、燃料使用による直接 CO<sub>2</sub> 排出量、建設時の土木・建築工事(車両を含む)、整備補修、薬品等の使用による間接 CO<sub>2</sub> 排出量を計上した。売電、資源回収等による CO<sub>2</sub> 排出削減がある場合は負数にて計上した。

#### 4) 最終処分量

最終処分物として、資源化施設からの不燃残渣、焼却溶融施設からのばいじん処理物に加え、資源化回収物が再商品化事業者において中間処理される際に発生する残渣量についても評価対象とした。

## 5) ダイオキシン類排出量

各シナリオにおけるダイオキシン類排出量を評価する。ダイオキシン類の排出源としては排ガス、排水、最終処分物、溶融スラグ、再商品化された商品が考えられるが、このうち排水および溶融スラグ中のダイオキシン類濃度はごく低濃度であるため無視するものとし、排ガス、最終処分物、再商品化された商品の3種類を排出源として評価する。

排ガス中のダイオキシン類基準値は法令では $0.1\text{ng-TEQ}/\text{m}^3_{\text{N}}$ となっているが、昨今の焼却炉の性能を考慮し本論文では排ガス中のダイオキシン類濃度を $0.01\text{ng-TEQ}/\text{m}^3_{\text{N}}$ とした。最終処分物のうちばいじんの基準値は法令では $3\text{ng-TEQ}/\text{g}$ となっているが、こちらも昨今の焼却炉の性能を考慮し本論文では $0.1\text{ng-TEQ}/\text{g}$ とした。

資源化施設においては熱処理を受けないためごみとして収集された時点における含有ダイオキシン類がそのまま同伴されて排出されるとみなした。各組成ごとのダイオキシン類濃度は、プラスチックおよび紙については廃棄物研究財団の調査結果<sup>24)</sup>を採用し、金属、ガラスについてはデータが得られなかったためプラスチックと紙の平均値とした。資源化処理を経ることによる原料、製品、残渣それぞれのダイオキシン類濃度の変化はないものとした。

再商品化事業所においても再商品化工程を経ることによる原料、製品、残渣それぞれのダイオキシン類濃度の変化はないものとした。

### 5.3.3 結果と考察

#### 5.3.3.1 マテリアルフロー

表 5.3.6 に各シナリオのマテリアルフローを示す。容器包装廃棄物の分別収集量はシナリオ R の場合ごみ量の約 20%、シナリオ R' の場合約 15% であった。機械選別設備がある場合、50% 弱がふるい上として焼却溶融施設へ、残りがふるい下としてメタン発酵施設へと導かれる。メタン発酵施設では対象ごみの組成によりマスバランスが変化し、対象が厨芥・草木の場合(R-Ms1、R'-Ms1)と厨芥・草木・紙(R-Ms2、R'-Ms2)の場合を比べると、処理対象量は後者が前者の 1.4 倍に対しバイオガス量は同 2.2 倍となった。機械選別の場合(R-Mm・R'-Mm)は対象ごみ量は R-Ms2、R'-Ms2 の約 1.1 倍であるが、バイオガス量は 74% である。焼却溶融施設では最も対象ごみ量が少ないシナリオ R-Ms2 はシナリオ B の 50% 強の量となった。最終処分量は各シナリオともごみ量の 2% 前後となった。

#### 5.3.3.2 焼却ごみ質の変動

各シナリオによる焼却ごみ質の変動を図 5.3.3 に示す。シナリオ B の低位発熱量は $7.9\text{MJ}/\text{kg}$ に対し、シナリオ R では $6.5\text{MJ}/\text{kg}$ と 20% 近く低下した。一方シナリオ R' では $8.0\text{MJ}/\text{kg}$ と、シナリオ B よりわずかに上昇した。これはシナ

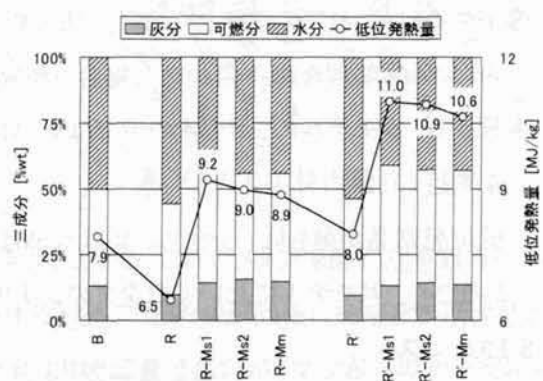


図 5.3.3 焼却ごみ質の変動

表 5.3.6 マテリアルフロー

			B	Rグループ				R'グループ			
				R	R-Ms1	R-Ms2	R-Mm	R'	R'-Ms1	R'-Ms2	R'-Mm
ごみ	発生	HW0	767	767	767	767	767	767	767	767	
		BW0	233	233	233	233	233	233	233	233	
		小計	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	1,000	
資源化施設	入	HW1	0	214	214	214	147	147	147	147	
		小計	0	214	214	214	147	147	147	147	
	出	R1	0	201	201	201	136	136	136	136	
		R2	0	1	1	1	1	1	1	1	
		R3	0	12	12	12	9	9	9	9	
		小計	0	214	214	214	147	147	147	147	
機械選別設備	入	HW3	0	0	0	0	553	0	0	620	
		BW2	0	0	0	0	233	0	0	233	
		小計	0	0	0	0	786	0	0	853	
	出	MS1	0	0	0	0	348	0	0	409	
		MS2	0	0	0	0	439	0	0	445	
		小計	0	0	0	0	786	0	0	853	
メタン発酵施設	入	HW4	0	0	293	401	0	0	293	401	
		MS2	0	0	0	0	439	0	0	445	
		小計	0	0	293	401	439	0	293	401	
	出	MF1	0	0	53	114	182	0	53	114	
		MF2	0	0	209	219	206	0	209	219	
		MF3	0	0	32	69	51	0	32	69	
小計		0	0	293	401	439	0	293	401		
焼却溶融施設	入	HW2	767	553	260	152	0	620	327	219	
		BW1	233	233	233	233	0	233	233	233	
		R3	0	12	12	12	12	9	9	9	
		MS1	0	0	0	0	348	0	0	409	
		MF1	0	0	53	114	182	0	53	114	
		小計	1,000	798	557	511	863	622	575	610	
	出	I1	26	15	15	15	15	22	22	22	
		I2	121	73	73	73	73	75	75	75	
		小計	147	88	88	88	88	98	98	98	
最終処分場	入	R2	0	1	1	1	1	1	1	1	
		I1	26	15	15	15	15	22	22	22	
		小計	26	17	17	17	17	24	24	24	

(注記) (1)ごみ量を1,000として質量比で記載した  
(2)気体(排ガス)及び焼却施設の排水は省略



リオ B の低位発熱量 7.9MJ/kg に比べて、容器包装廃棄物全体の低位発熱量が 13.5MJ/kg、プラ容包を除いた容器包装廃棄物は 7.6MJ/kg となっているためである。一般には容リ法により焼却ごみの低位発熱量は低下するといわれているが、プラ容包の取り扱いによって結果が異なってくるといえる。

メタン発酵処理を組み合わせた場合、水分の多い厨芥が焼却されないため、焼却ごみの低位発熱量は上昇する。本モデルのシナリオの中では R'-Ms1 が 11.0MJ/kg と最も低位発熱量が高く、シナリオ B に比べて 4 割近く高い。

低位発熱量が最も低いシナリオ R は 6.5MJ/kg である。ストーカ式焼却炉の自然限界は 4～5MJ/kg 程度であるため、本モデルにおいては全てのシナリオにおいて焼却処理時に助燃料等は不要である。

### 5.3.3.3 コスト

図 5.3.4 に各シナリオにおけるごみ 1t あたりのコストを示す。



収集運搬コストはシナリオ B が 15 千円に対し、R グループ(シナリオ R、R-Ms1、R-Ms2、R-Mm)では分別区分が増えるため 20～22 千円とコスト増となっており、分別区分が多いシナリオ R-Ms1、R-Ms2 のほうがシナリオ R、R-Mm よりコストが高い。一方、R' グループ(シナリオ R'、R'-Ms1、R'-Ms2、R'-Mm)は R グループに比べてプラ容包の分別がなくなるためその分わずかに低コストとなる。収集運搬コストは自治体により直営・委託の収集比率や契約内容に差があるため一概に評価はできないが、ここで算出した値は実態とは大きくかけ離れているとはいえないと考える。

資源化コストは、R グループは約 9 千円で R' グループの 3 倍以上となっている。プラ容包の再商品化委託費が他の容器包装廃棄物と比べて非常に高額であることが原因である。

メタン発酵施設は対象ごみ量と回収バイオガス量によりコストが決定され、ごみ量が多いとコスト増、バイオガス回収量が多いと発電によりコスト減となる。シナリオ R-Ms2、R'-Ms2 はシナリオ R-Ms1、R'-Ms1 に比べて施設規模が大きいとコスト増となる。シナリオ R-Ms2、R'-Ms2 とシナリオ R-Mm、R'-Mm はほぼ同規模であるが、R-Mm、R'-Mm のほうがバイオガス回収量が少ないためコスト増となる。メタン発酵施設のコストは 3 千円前後と、全体からすると小さい。

焼却溶融施設のコストは焼却ごみの量とごみ質(低位発熱量)により決定される。ごみ量が減ればコスト減であるが、低位発熱量が下がると発電量が減少しランニングコストが増加する。シナリオ B の 18 千円に対し、シナリオ R ではごみ発熱量低下による発電量減少のため、焼却量は約 20% 減少するがコストは 16 千円と、10% 程度の減少にとどまる。これにメタン発酵処理を組み合わせたシナリオ R-Ms1、R-Ms2、R-Mm では、焼却ごみ量が減少するとともに発熱量が回復し発電量が増大するため 12 千円弱と大きくコスト減となる。シナリオ R' はシナリオ R より焼却量は多いが、プラ容包のサーマルリカバリー効果によりコストは 15 千円とシナリオ R より低コストとなる。メタン発酵処理を組み合わせた R'-Ms1、

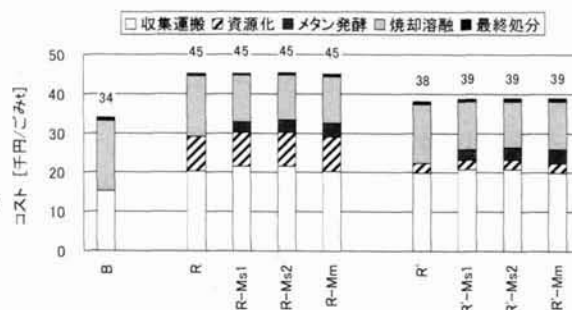


図 5.3.4 コスト

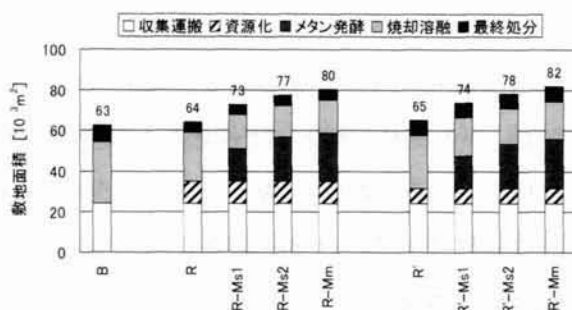


図 5.3.5 必要敷地面積

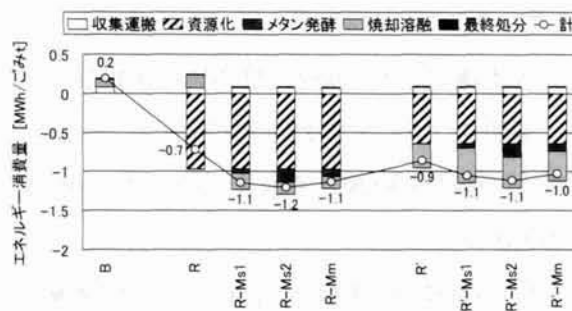


図 5.3.6 エネルギー消費量

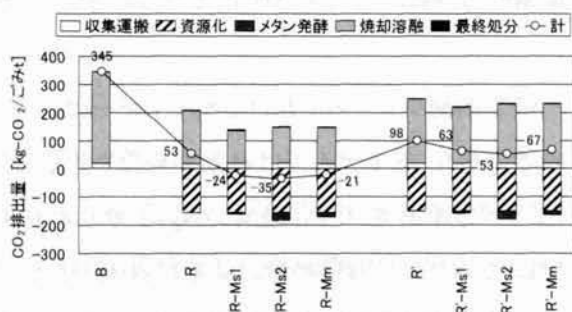


図 5.3.7 CO<sub>2</sub> 排出量



R'-Ms2、R'-Mm では 12 千円前後に低下する。

最終処分のコストは全体の 1～2%程度とわずかである。

各シナリオの各コストの合計をみると、シナリオ B の 34 千円に対し、R グループは 45 千円と大幅なコスト増となる。内訳では収集運搬費用と資源化の費用が大きく、分別収集によるコスト増と、プラ容包の再商品化委託費が影響している。R' グループでは 38～39 千円で、シナリオ B に比べればコスト増であるが、プラ容包の分別収集費用と再商品化委託費が不要になるため R グループに比べれば減少する。R グループ、R' グループそれぞれのグループ内のコストの差は小さい。

5.3.2.71)で述べたとおり土地購入費はコストに計上していない。参考として図 5.3.5 に H-IWM に基づき算出した各シナリオの必要敷地面積を示す。シナリオ内で中間処理施設の種類の増えると敷地面積が大きくなる。メタン発酵施設の敷地面積は処理量に比して大きい。仮に用地価格を H-IWM に基づき最終処分場 1 千円/m<sup>2</sup>、それ以外を 25 千円/m<sup>2</sup>とし、中間処理施設の償却期間 20 年で評価すると、ごみ t あたりの用地取得価格は 1 千円/ごみ t 程度に相当する。

#### 5.3.3.4 エネルギー

図 5.3.6 に各シナリオにおけるごみ 1t あたりのエネルギー消費量を示す。エネルギー回収量は負数で示してある。

収集運搬のエネルギーは車両の燃料がほとんどを占める。全体に占める割合は小さい。

資源化プロセスでは資源化回収物によるエネルギー回収が計上されるため、大幅なエネルギー削減となる。プラ容包を資源化する R グループは-1MWh で R' グループの-0.6MWh に比べてエネルギー削減効果が大きい。

メタン発酵プロセスでは回収メタンによる発電により余剰電力を売却できるためエネルギー削減となる。紙のメタン発酵処理によりメタン回収量の多いシナリオ R-Ms2、R'-Ms2 は-0.2MWh 弱となっており、シナリオ R-Ms1、R'-Ms1 の-0.05MWh、シナリオ R-Mm、R'-Mm の-0.1MWh 弱に比べてエネルギー削減効果が大きい。

焼却溶融プロセスにおけるエネルギーは消費したエネルギーと発電(売電)により回収されるエネルギーとの差である。本モデルでは高効率発電を想定したこともあり、シナリオ B、R を除いてエネルギー削減となった。シナリオ B の 0.1MWh に対し、シナリオ R では 0.2MWh 弱とエネルギー消費量が増加する。これは図 5.3.3 で示したごみ発熱量の低下が原因である。シナリオ R にメタン発酵処理を組み合わせたシナリオ R-Ms1・R-Ms2・R-Mm では-0.2MWh 前後とエネルギー産出側に回復する。R' グループでは-0.3～-0.5MWh と、他のシナリオに比べて大きなエネルギー削減となった。これはプラ容包のサーマルリカバリー効果によるものである。

最終処分のエネルギー消費量が全体に占める割合は小さい。

シナリオ別のトータルエネルギーでは、シナリオ B を除く全シナリオでエネルギー削減となっている。R グループではシナリオ R の-0.7MWh に対し、メタン発酵処理を組み合わせると-1.1～-1.2MWh と大幅なエネ

ルギー削減となる。R'グループも R グループと同様の傾向を示しており、メタン発酵処理との組み合わせによるエネルギー削減効果が大きいといえる。

#### 5.3.3.5 CO<sub>2</sub>

図 5.3.7 に各シナリオのごみ 1t あたりの CO<sub>2</sub> 排出量を示す。CO<sub>2</sub> 削減量は負数で示してある。ごみ種類組成のうち厨芥・草木・紙・布は生物由来とみなし、それらから発生する CO<sub>2</sub> については CO<sub>2</sub> 排出量から除外した。

収集運搬、最終処分場の CO<sub>2</sub> 排出量は 20kg 前後でわずかである。資源化プロセスでは資源化回収物による CO<sub>2</sub> 削減がなされ、R グループ、R'グループともに -150kg 程度である。メタン発酵においては余剰電力による CO<sub>2</sub> 削減があるため、ガス発生量が多いシナリオの CO<sub>2</sub> 削減量が多くなる。紙の分別収集・メタン発酵を行うシナリオ R-Ms2、R'-Ms2 は -30kg と、シナリオ R-Ms1、R'-Ms1 の -10kg 弱、シナリオ R-Mm、R'-Mm の -20kg 弱に比べて優れている。焼却溶融では投入された生物由来を除く炭素がすべて CO<sub>2</sub> となるため、炭素量が多いほど CO<sub>2</sub> 排出量が多くなる。そのためシナリオ B が 300kg あまりと最も大きい。シナリオ R では容器包装廃棄物が焼却対象から外れるため CO<sub>2</sub> 排出量は 190kg 程度に減少する。それにメタン発酵処理を組み合わせたシナリオ R-Ms1、R-Ms2、R-Mm では 120～130kg と大幅な減少となる。これはごみ発熱量の回復により発電による CO<sub>2</sub> 回収効果が現れるためである。シナリオ R'ではプラ容包が焼却されるため約 230kg とシナリオ R に比べて CO<sub>2</sub> 排出量が多い。これにメタン発酵処理を組み合わせたシナリオ R'-Ms1、R'-Ms2、R'-Mm では 200kg 前後に減少する。

シナリオ別のトータル CO<sub>2</sub> 排出量では、シナリオ B が約 350kg と最も多い。R グループ、R'グループともシナリオ B に比べて大幅な CO<sub>2</sub> 削減となっている。R グループではシナリオ R は 53kg で CO<sub>2</sub> 排出側であるが、メタン発酵との組み合わせによりシナリオ R-Ms1、R-Ms2、R-Mm は -21～-35kg と CO<sub>2</sub> 削減側になる。R'グループでもメタン発酵との組み合わせ効果が R グループと同様に見られるが、プラ容包が焼却されるため焼却溶融施設からの CO<sub>2</sub> 排出が R グループに比べて多くなっており、トータルではシナリオ R'が 98kg の排出、シナリオ R'-Ms1、R'-Ms2、R'-Mm は 53～67kg の排出となる。

#### 5.3.3.6 最終処分量

図 5.3.8 に各シナリオにおけるごみ 1t あたりの最終処分量を示す。

自治体の中間処理施設から発生する最終処分物は、ばいじん処理物と、資源化プロセスで発生する残渣のうちガラス、金属由来のものである。ばいじんは焼却炉における後段集じん灰と溶融炉で発生する溶融飛灰の合計である。後段集じん灰は焼却溶融施設において排ガス中の酸性ガス除去プロセスで発生するため、排ガス中の酸性ガス量が多いほど発生量も多くなる。H-IWM では酸性ガスは塩化水素(HCl)のみとしているため、焼却対象ごみ中の揮発性塩素量と後段集じん灰量が比例関係にある。したがって資源化プロセスにより揮発性塩素が焼却対象物から除外されると後段集じん灰量が減少する。一方、溶融飛灰は溶融炉に投入する灰量に伴い増大するため、資源化プロセスで灰分の割合が多いガラス・金属類が焼却対象物から除外されると溶融飛灰量も減少する。このため資源化プロセスを採用するとばいじん処理物量が減少す

る。このように、自治体の中間処理施設からの最終処分物発生量で評価すると、R グループにおいて最終処分量が最も少なくなる。

資源化施設で回収された回収物は再商品化プロセスを経て商品となるが、再商品化プロセスにおいても残渣が発生する。ここで、再商品化プロセスで発生する残渣(以下再商品化残渣と呼ぶ)の全量が産業廃棄物最終処分場に埋め立てられると仮定し、その量を含めた最終処分量についても評価する。再商品化プロセスでの残渣発生率は、ガラスについてはガラスびんリサイクル促進協議会のデータ<sup>25)</sup>を、PET ボトルについてはPET ボトルリサイクル推進協議会のデータ<sup>26)</sup>を、プラ容包については文献<sup>20)</sup>のデータを用いた。スチール缶、アルミ缶については残渣発生がないものと仮定した。紙類については収率 8 割程度と考え、残渣発生率 2 割と

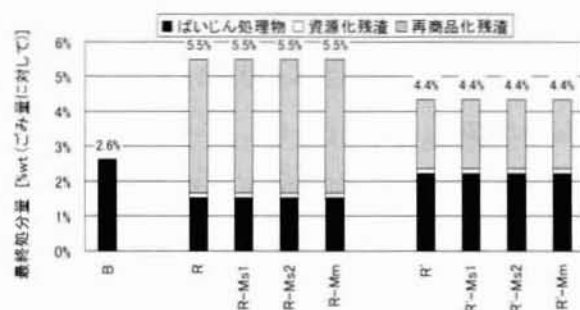


図 5.3.8 最終処分量

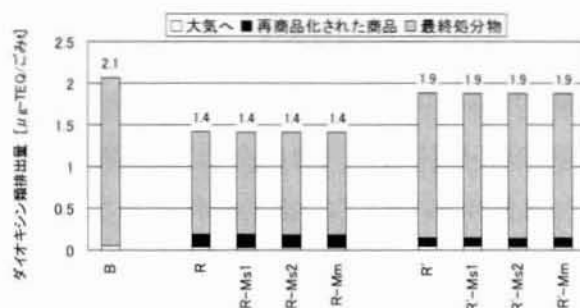


図 5.3.9 ダイオキシン類排出量

した。再商品化プロセスにおける残渣発生率を表 5.3.4 に示している。図 5.3.8 にこのようにして算定した再商品化残渣量も示しており、再商品化残渣を考慮すると R グループの最終処分量が最も多くなる。再商品化残渣の発生量や、残渣が実際にどう処理・処分されているかについてはさらに調査が必要であるが、最終処分量を評価する場合には再商品化残渣の動向に十分留意が必要であると考えられる。

### 5.3.3.7 ダイオキシン類排出量

図 5.3.9 に各シナリオにおけるごみ 1t あたりのダイオキシン類排出量を示す。

大気への排出は  $0.03 \sim 0.05 \mu\text{g-TEQ}/\text{ごみ t}$  とごくわずかである。再商品化された商品については資源化を行う R グループ、R グループにおいて  $0.10 \sim 0.16 \mu\text{g-TEQ}/\text{ごみ t}$  の排出となっており、プラ容包を資源化する R グループのほうが値が大きい。再商品化工程では実際には熱処理や化学処理によりダイオキシン類の分解や合成が起こる可能性があることに注意が必要である。

最終処分物としての排出はダイオキシン類排出量の大部分を占める。最終処分物はばいじん処理物と資源化残渣、および再商品化残渣であるが、資源化残渣、再商品化残渣は量も少なく濃度も小さいのでほとんど寄与しない。ばいじん処理物は 5.3.2.7 5) に示したようにダイオキシン類濃度を  $0.1 \text{ ng-TEQ/g}$  としたため、ばいじん処理物量とダイオキシン類排出量が比例する。ばいじん処理物量は 5.3.3.6 で述べたとおり、焼却対象ごみ中の揮発性塩素量と正の相関があるため、揮発性塩素を多く含むプラ容包が焼却対象となるシナリオ B および R グループの値が R グループに比べて相対的にダイオキシン類排出量が大きくなる。

排出量の絶対値はシナリオ間で若干の差はあるものの、各シナリオとも 1997 年のダイオキシン類新ガイドラインに目標として示された  $5 \mu\text{g-TEQ}/\text{ごみ t}$  を下回っている。本論文では焼却炉の排ガス処理設備として

ろ過式集じん器を直列に2基設置し、前段で集じんを、後段で酸性ガス除去を行い、後段の捕集物(脱塩残渣)と溶融炉から排出される溶融飛灰を薬剤処理し埋め立てる処理フローとしたが、集じん器を1基として集じん物を焼却主灰とともに全量溶融し、発生する溶融飛灰だけを埋立の対象とする処理フローとした場合を試算すると、ばいじん量が1/3程度に減少し、その分ダイオキシン類排出量も減少することになる。

### 5.3.3.8 シナリオの総合評価

#### 1) エネルギー、CO<sub>2</sub>のコスト換算と価格変動の影響

5.3.3.3 で評価したコストは都市ごみ中間処理および最終処分に実際にかかるコストであり、いわゆる内部コストである。ここでエネルギー消費、CO<sub>2</sub> 排出による社会的コスト(外部コスト)を算出し、内部コストとの合計(以下、合計コストと呼ぶ)でシナリオを評価することを試みる。

エネルギーについては原油換算でコスト化するが、エネルギーは5.3.3.3 で既に内部コスト化しているため、原油価格が現在価格より上昇した場合に現在価格との差額を合計コストに計上するものとする。原油価格は平成17年度後半の原油相場が1バレル\$50~60であるため、現在価格を\$50/バレルとし、将来価格は\$100/バレルとした。CO<sub>2</sub>のコストについては、国立環境研究所によれば日本のCO<sub>2</sub>排出量をほぼ1990年の水準とするにはCO<sub>2</sub>削減コスト(もしくは炭素税)は30千円/t-CO<sub>2</sub>程度となるとしている<sup>27)</sup>。また甲斐沼によると日本のCO<sub>2</sub>削減限界費用は2010年時点でおおよそ\$100~500/t-CO<sub>2</sub>の範囲にあるとの予測結果がある<sup>28)</sup>。そこでCO<sub>2</sub>の基本単価を30千円/t-CO<sub>2</sub>とし、変動幅を10~50千円/t-CO<sub>2</sub>の範囲とした。

原油価格を現在価格の\$50/バレル、CO<sub>2</sub>単価を30千円/t-CO<sub>2</sub>としたときの合計コスト算出結果を表5.3.7に示す。シナリオBの合計コスト44.3千円に対して、容り法の施行によりシナリオRを選択すると合計コストが46.8千円に上昇する。そこにメタン発酵処理を組み合わせた場合、合計コストは44.3~44.6千円とほぼシナリオBの水準に近づく。一方プラ容包を分別しないシナリオR'では41.1千円とシナリオBの合計コストを下回る結果となる。シナリオR'にメタン発酵処理を組み合わせると合計コストが40.4~40.9千円へとさらに低下する。

次に原油価格とCO<sub>2</sub>単価を変動させてみる。原油価格を\$50~100/バレル、CO<sub>2</sub>単価を10~50千円/t-CO<sub>2</sub>の範囲で変動させたときの合計コストのシナリオBに対する相対値を図5.3.10に示す。全般にCO<sub>2</sub>単価のほうが原油価格より影響が大きい。

表 5.3.7 エネルギー、CO<sub>2</sub>のコスト化

		B	Rグループ				R'グループ			
			R	R-Ms1	R-Ms2	R-Mm	R'	R'-Ms1	R'-Ms2	R'-Mm
エネルギー消費量 (負数は削減量)	MWh/t	0.2	-0.7	-1.1	-1.2	-1.1	-0.9	-1.1	-1.1	1.0
CO <sub>2</sub> 排出量 (負数は削減量)	kg-CO <sub>2</sub> /t	345	53	-24	-35	-21	98	63	53	67
エネルギーのコスト化 (現在価格との差額)	千円/t	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
CO <sub>2</sub> のコスト化	千円/t	10.3	1.6	-0.7	-1.0	-0.6	2.9	1.9	1.6	2.0
内部コスト	千円/t	33.9	45.2	45.3	45.3	45.0	38.2	38.8	38.8	38.9
合計コスト	千円/t	44.3	46.8	44.6	44.3	44.4	41.1	40.7	40.4	40.9
シナリオBとの差額	千円/t	0.0	2.5	0.3	0.0	0.1	-3.2	-3.6	-3.9	-3.4

算出条件 原油熱量0.258kJ/L(10GJ)(改正省エネ法10)、原油量単位換算159L=1t、原油価格50\$/バレル(現在価格)、円相場120円/\$、CO<sub>2</sub>単価30千円/t-CO<sub>2</sub>

まで下がると、全シナリオがシナリオBを上回る。原油価格、CO<sub>2</sub> 単価が変動しても R グループに対する R' グループの優位性は変わらない。価格変動を考慮した上で、合計コストによる評価が最も高いシ

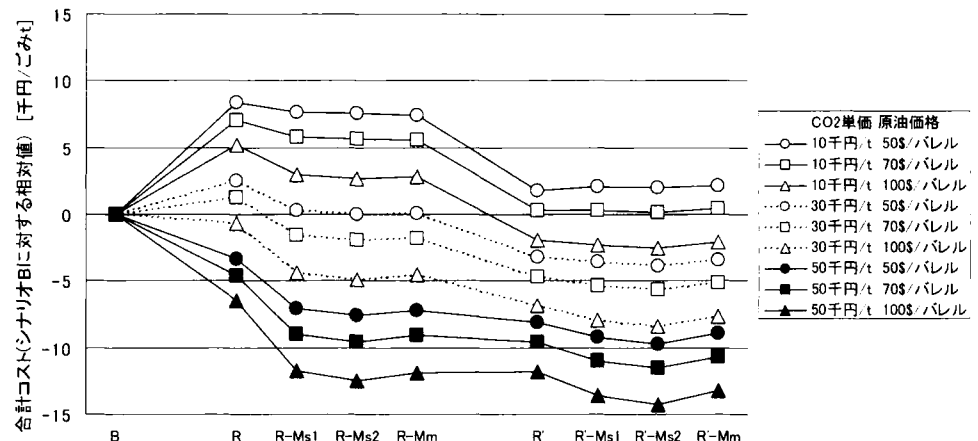


図 5.3.10 原油価格および CO<sub>2</sub> 単価の変動による合計コストの評価

ナリオは R' グループのうちメタン発酵処理を組み合わせたシナリオ R'-Ms1、R'-Ms2、R'-Mm であるといえる。

## 2) プラ容包のサーマルリカバリー

R' グループはプラ容包を分別収集・資源化せず焼却溶融施設でサーマルリカバリーするというシナリオであり、現行の容り法では認められていない。プラ容包の再商品化手法についてはさまざまな議論がなされており、サーマルリカバリーについても条件付きで認めることを検討すべきという報告もされている<sup>29)</sup>が、その場合でも分別収集・資源化し再商品化事業者に引き渡す指定法人ルートが前提になっていると思われ、分別収集・資源化・再商品化それぞれのプロセスに費用がかかる。再商品化手法としてサーマルリカバリーが認められれば、マテリアルあるいはケミカルリサイクルに比べて再商品化委託費が低下し、R グループに比べれば合計コストが低下することが予想される。一方、分別収集等のコストを考えると、R' グループの合計コストを下回することは難しいと思われるため、容り法に基づくプラ容包のサーマルリカバリーの合計コストは R グループと R' の中間に位置すると考えられる。

## 3) メタン発酵処理における分別収集と機械選別

メタン発酵処理における分別収集と機械選別のシナリオ間に合計コストの差はあまりなく、CO<sub>2</sub> 単価 30 千円、原油\$50 では差額は 1%以内である。図 5.3.4 で示したように、本モデルではメタン発酵処理対象物の分別収集シナリオと機械選別シナリオで収集運搬コストにほとんど差はなかったが、現実問題として既にある混合収集形態を分別収集に切り替えるのはハード面、ソフト面、住民の負担等を考慮するとかなりの困難が予想され、特に都市部ではその傾向が顕著であると考えられる。したがって本研究における LCA 的解析結果とシナリオの実現性の両者を考慮すると、メタン発酵処理においては分別収集より機械選別に優位性があると考えられる。

## 5.3.4 本節のまとめ

本研究では大量生産・大量廃棄社会から循環型社会へと移行していく転換期にあたる現在、容り法をきっかけとした都市ごみの量や質の変化と新しいごみ中間処理技術の発展を背景として、都市ごみの中間処

理方式の評価を行うことを目的として LCA 的手法を用いて検討した。都市ごみ発生時点から収集運搬・中間処理・最終処分までを対象として、コスト、エネルギー消費量、CO<sub>2</sub> 排出量を評価軸に、容器包装廃棄物の資源化处理、メタン発酵処理、焼却溶融処理を組み合わせる都市ごみ処理方式の評価を行った。その結果、プラ容包は都市ごみ焼却施設でサーマルリカバリー、その他の容器包装廃棄物は分別収集し資源化、残りの都市ごみは混合収集し事業系ごみとともに機械選別によりメタン発酵処理と焼却溶融処理を行うシナリオが最も優れていると判断した。

プラ容包に関しては現状ではサーマルリカバリーは認められていないが、内部コストとエネルギー・CO<sub>2</sub> 排出による外部コストを足し合わせた合計コストによる評価では、ごみ焼却溶融施設によるサーマルリカバリーが容リ法ルートによる再商品化に対して優位性があることを示した。

容器包装廃棄物以外の都市ごみの中間処理については、メタン発酵処理と焼却溶融処理を組み合わせるほうが焼却溶融処理のみの場合より合計コストが低下することを示した。さらにメタン発酵処理対象物を分別収集により得る場合と混合収集後機械選別により得る場合で合計コストの差はみられず、分別収集実施の実現性を考慮すると機械選別に優位性があると考えられた。

本研究では外部コストとしてエネルギーと CO<sub>2</sub> のみを対象とした。最終処分場については内部コストに含まれているため埋立地消費はコスト化されているが、その他にも酸性ガスや重金属等の有害物質の排出、排水等が評価項目として考えられる。これらについては今後の課題となる。

原油価格と CO<sub>2</sub> 単価の変動については本研究で示したが、その他に容器包装の再商品化委託費の変動、さらに容リ法の見直しによる社会構造の変化や中間処理技術の発達によっても多くのシナリオが考えられる。今後の社会情勢を注視したい。

## 5.4 本章のまとめ

本章では容リ法の適用による都市ごみの組成変化と、それに対応した都市ごみ中間処理方法の評価に関する研究について述べた。

最初に実際の自治体において容リ法適用後のごみ低位発熱量の変化について調査した。その結果ごみ低位発熱量は 2～12% の上昇がみられ、その変化は PET ボトル・ビン・缶の分別による影響であるとの試算結果が得られ、容リ法の適用により焼却ごみの発熱量が変化する可能性を示した。

次に容リ法の適用による焼却ごみの組成変化に対応した都市ごみ中間処理方法の評価した。その結果、プラスチック製容器包装を除く容器包装廃棄物は分別収集し資源化处理を行い、それ以外の都市ごみはプラスチック製容器包装を含めて混合収集し、事業系ごみとともに機械選別によりメタン発酵処理と焼却溶融処理を行うシナリオが最も優れていることを示した。

## 第5章参考文献

- 1) 環境省 : 日本の廃棄物処理 平成15年度版(2005)
- 2) 廃棄物情報研究会 : Fact Book 廃棄物基本データ集 2000、pp.24-25、pp.96-98 (2001)
- 3) (社)全国都市清掃会議、(財)廃棄物研究財団 : ごみ処理施設整備の計画・設計要領、pp.136 (1999)
- 4) (社)プラスチック処理促進協会 : 廃プラスチックのサーマルリサイクル技術基礎データ集、pp.14 (1994)
- 5) 平井康宏、村田真樹、酒井伸一、高月紘 : 食品残渣を対象とした循環・資源化処理方式のライフサイクルアセスメント、廃棄物学会論文誌、Vol.12、No.5、pp.219-228 (2001)
- 6) 平井康宏 : 物質循環・廃棄物処理システムの統合評価手法の構築 pp.89-105、京都大学大学院博士論文 (2003)
- 7) 八都府市廃棄物問題検討委員会 : 生ごみ等の処理及び有効利用に関する調査報告書、pp.28 (2000)
- 8) 小川潤、楠部孝誠、内藤正明 : 港湾地域での有機廃棄物の循環システムの提案、環境衛生工学研究、第16巻、第3号、pp.35-40 (2002)
- 9) 永田勝也、納富信、小野田弘士、関合治朗、大橋功典、風間祥吾、塚本陽介、長田守弘 : 技術のライフサイクルアセスメント(LCA)に関する検討(廃棄物処理システムの評価)、第15回廃棄物学会研究発表会講演論文集、pp.181-183 (2004)
- 10) 稲葉陸太、橋本征二、森口祐一 : 鉄鋼産業におけるプラスチック製容器包装リサイクルのLCAーシステム境界の影響一、廃棄物学会論文誌、Vol.16、No.6、pp.467-480 (2005)
- 11) 藤原健史、松岡譲、浪速伸和、藤吉秀明、大塚康治、立尾浩一 : 厨芥利用を中心とした一般廃棄物処理・資源化システムのシナリオ評価、第16回廃棄物学会研究発表会講演論文集、pp.276-279 (2005)
- 12) (社)日本産業機械工業会 : 平成15年度 廃棄物の効率的な循環処理技術等に関する調査研究 ～都市再生のための廃棄物循環・水循環構想の推進(2)～、pp.102-155 (2004)
- 13) 松藤敏彦 : 都市ごみ処理システムの分析・計画・評価ーマテリアルフロー・LCA 評価プログラマー、技法堂出版(2005)
- 14) (財)日本環境衛生センター : Fact Book 廃棄物基本データ集 2000 (2001)
- 15) 北九州市 一般廃棄物処理基本計画 [http://www.city.kitakyushu.jp/~k2602010/sesaku/syori2\\_c.html](http://www.city.kitakyushu.jp/~k2602010/sesaku/syori2_c.html) (2001)
- 16) 環境省 : 平成15年度容器包装廃棄物の使用・排出実態調査及び効果検証に関する事業報告書、pp.1.71 (2004)
- 17) 環境省 : 平成16年度容器包装リサイクル法に基づく市町村の分別収集及び再商品化の実績について、[http://www.env.go.jp/recycle/yoki/jisseki\\_h16/main.pdf](http://www.env.go.jp/recycle/yoki/jisseki_h16/main.pdf) (2005)
- 18) (財)日本容器包装リサイクル協会 : 再商品化委託単価、<http://www.jcpa.or.jp/data/specify/tanka.html> (2005)
- 19) (財)日本容器包装リサイクル協会 : 再商品化(リサイクル)実績、[http://www.jcpa.or.jp/data/recycler/nenji\\_zenkoku\\_plastic.html](http://www.jcpa.or.jp/data/recycler/nenji_zenkoku_plastic.html)
- 20) (社)プラスチック処理促進協会 : プラスチック製容器包装の処理に関するエコ効率分析 (2005)
- 21) (社)全国都市清掃会議 : 検証・確認報告書 コンボガス式メタン発酵技術 (2001)
- 22) 浅野悟、野口真人、三井昌文、梁瀬克介 : 横須賀市におけるメタン発酵による生ごみの資源化に関する研究(第1報)、第23回全国都市清掃研究・事例発表論文集 pp.149-151 (2003)
- 23) 鄭昌煥、松藤敏彦、田中信壽、岡田敬志 : 灰溶融施設・ガス化溶融施設における金属収支、第14回廃棄物学会研究発表会講演論文集 pp.863-865 (2003)
- 24) 川嶋修 : RDF利用促進に関する研究、廃棄物研究財団 (2002)
- 25) ガラスびんリサイクル促進協議会 : [http://www.glass-recycle-as.gr.jp/data/pdf/data\\_09.pdf](http://www.glass-recycle-as.gr.jp/data/pdf/data_09.pdf)、平成14年度データ (2005)
- 26) PETボトルリサイクル推進協議会 : PETボトルリサイクル年次報告書 2004年度版、[www.petbottle-rec.gr.jp](http://www.petbottle-rec.gr.jp) (2004)
- 27) 環境省、国立環境研究所 : 技術選択を考慮したわが国の二酸化炭素排出量の予測モデルの開発 (1997)
- 28) 甲斐沼美紀子 : 地球温暖化対策立案のための政策分析ツールの開発、国立環境研究所地球環境研究センター、<http://www-cger.nies.go.jp/cger-j/c-news/vol10-4/vol10-4-2.html> (1999)
- 29) 環境省中央環境審議会廃棄物・リサイクル部会 : 容器包装リサイクル制度見直しに係る最終取りまとめ

(案)、第 41 回中央環境審議会廃棄物・リサイクル部会資料（2006）



## 第6章 結論

### 6.1 本論文の成果

本論文では廃棄物処理におけるダイオキシン類排出削減に関する研究、および廃棄物複合型中間処理・資源化システムに関する研究を行い、以下の結論を得た。

第2章では廃棄物処理におけるダイオキシン類抑制技術に関する研究について述べた。

- 1) 燃焼過程におけるダイオキシン類一次生成に対しては、燃焼空気の適正供給や燃焼ガス温度維持、炉形状改善、自動燃焼制御の導入といった燃焼改善による発生抑制を確認した(改善前の約 1/10)。良好な燃焼の指標といわれる 3-Ts のうち、Temperature については 800～850℃、Time については 1～2 秒で大きな効果があることを確認した。
- 2) ガス冷却や排ガス処理過程でのダイオキシン類二次生成に対しては、ガス通過温度を低下させることにより、空気予熱器(AH)や電気集じん器(EP)でのダイオキシン類の生成を抑制できることを確認した。
- 3) ダイオキシン類の除去技術としては、減温塔(QC)や急冷反応塔(QR)によるガス温度の速やかな低減とバグフィルタ(BF)との組み合わせシステムの効果確認と、BF への活性炭噴霧によるダイオキシン類と水銀の同時除去技術等を開発した。BF では 120～180℃の運転範囲では 90～97%のダイオキシン類除去効率が得られること、また少量の活性炭を吹きこむことにより 190℃以下でも 97～99%の除去効率が得られることがわかり、BF 出口 0.1ng-TEQ/m<sup>3</sup><sub>N</sub> という最終目標が達成される確証を掴んだ。なお、活性炭吹込に伴いガス中の水銀除去効率も 98%以上となることも併せて確認された。
- 4) これらの技術は「ごみ処理に係るダイオキシン類発生防止等ガイドライン」(新ガイドライン)で示された抑制対策技術に関して基礎的知見および実証による確証を与えたもので、当時以降のダイオキシン類のさらなる排出抑制に少なからず貢献したものと考えられる。
- 5) さらに「ダイオキシン類発生等防止ガイドライン」(旧ガイドライン)に適合した実プラントにおける排ガス中ダイオキシン類の挙動に関する研究についても述べ、各プラントで効果的にダイオキシン類削減がなされていることを確認した。

第3章では約20年前に建てられた間欠運転式ごみ焼却施設を、「新ガイドライン」に適合した連続運転式ごみ焼却施設に建て替えた事例に着目し、新旧両施設の間でのダイオキシン類削減効果を比較した。その結果、

- 1) 建て替えにより施設からのダイオキシン類排出は約 1/50 に削減された。
- 2) 環境大気、降下ばいじん、土壌、松葉中といった周辺環境のダイオキシン類濃度が建て替え 4 年後には顕著に低減した。
- 3) 大気拡散モデルによる周辺環境の予測値と実測値の比較により、建て替え後の施設から排出されるダ

イオキシソ類の影響は地域のバックグラウンドレベルを下回っていることが示唆された。

第 4 章では間欠運転式ごみ焼却施設および連続運転式ごみ焼却施設における非定常運転時のダイオキシソ類排出特性や削減対策の調査研究について述べた。

- 1) 間欠運転炉においてはバーナ予熱による起動時の発生抑制、埋火運転を行わないことによる停止時のダイオキシソ類発生抑制が確認された。
- 2) 定常運転時の燃焼改善がダイオキシソ類総排出量抑制に最も寄与が高いことも確認された。
- 3) 起動、定常運転、停止の改善を行うことにより、排ガスからのダイオキシソ類排出量は改善前の 1/3 に削減されることを確認した。
- 4) 連続運転炉の起動時のダイオキシソ類排出機構について研究を行った結果、起動工程改善後においても起動時の排出量は年間排出量に対して 15%の寄与があることが明らかになり、総排出量や周辺環境の評価の際には起動時の排出量を考慮する必要があることがわかった。
- 5) 起動時のダイオキシソ類発生がボイラ水管に付着したダスト層に起因するという仮説を実証するために、堆積ダストの加熱実験を行った。
- 6) その結果、250~300℃のガス温度域で発生したダイオキシソ類の同族体パターンは、実炉で測定したものと同傾向を示すこと、ならびにダスト総量から推計されるダイオキシソ類総発生量と実測定量が一致することから、起動時におけるボイラ水管(特に過熱器)堆積ダストからのダイオキシソ類発生が実証された。
- 7) 堆積ダスト含有量以上にダイオキシソ類発生があることは、ダストと排ガス間の単なる濃度差だけの平衡ではなく、停止までの通常運転中にダスト中に浸漬した排ガス中のダイオキシソ類前駆体から、起動時の加熱に伴いダイオキシソ類が二次生成を起こしたことを示唆するものである。

第 5 章では、いかにダイオキシソ類対策を行っても国民の焼却に対する反応がネガティブであり、焼却に替わる中間処理方式の多様化が要求されていること、ならびに循環型社会を迎えるにあたり廃棄物の組成変化が予想されることを踏まえ、廃棄物中間処理技術として焼却技術が果たすべき役割を再考した。

- 1) まず自治体の焼却対象ごみの発熱量の調査解析により、容器包装リサイクル法の適用によって焼却対象ごみの発熱量が変化する可能性を示した。
- 2) 次に中間処理方法として資源化处理、メタン発酵処理、および焼却処理を組み合わせ、循環型社会にふさわしい中間処理方法を LCA 的手法を用いて評価した結果、プラスチック製容器包装以外の容器包装廃棄物は資源化处理を行い、メタン発酵施設の処理対象物である生物由来有機性廃棄物は分別収集せず、他のごみと混合収集後機械選別を行い、メタン発酵後の残渣と機械選別により分離された可燃ごみ(プラスチック製容器包装を含む)は焼却施設で焼却処理しサーマルリカバリーを行うという組み合わせが最も高い評価となった。廃棄物それぞれの特性に応じた中間処理方法を選択することが、

処理コストやエネルギー消費、環境負荷の低減につながることを示した。

本論文ではごみ焼却施設からのダイオキシン類排出問題に対して、排出抑制技術、削減技術の開発、それらの評価等を行い、今日の厳しい排出基準を完全に担保しうる技術を確立した。年間5千万トン以上排出される都市ごみの中間処理方法として、大きな減容化、減量化効果かつ衛生処理効果を持つ焼却処理は国土の狭小な我が国にとって欠かすことのできないものである。本論文の成果がダイオキシン類問題の解決と焼却処理に対する信頼回復へ寄与したことは大きな喜びである。

一方循環型社会への本格的な移行により、それぞれの廃棄物の特性に応じた中間処理技術の選択が重要になってきており、その中における焼却処理の果たす役割について本論文においてひとつの方向性を示すことができた。

## 6.2 今後の課題

廃棄物中間処理方法としての焼却処理は、循環型社会を迎えエネルギー回収という役割が次第に重要度を増してきている。従来、廃棄物処理は行政による住民サービスの一環として行われてきたため、経済性に重点を置いたエネルギー回収システムの評価は行われなかった。近年「RPS 法」による発電インセンティブとあいまって、PFI を含む民営化事業が本格化してくると、システムの評価は必須となる。ダイオキシン類対策を完全に行ったシステムを前提とし、規模、方式(焼却＋溶融かガス化溶融か)、蒸気条件(温度、圧力)、費用調達法、廃棄物の種類(一般廃棄物のみか産業廃棄物との混合処理か)などを変動要素としてシステム評価を行うことが必要である。

廃棄物中のバイオマス成分については、本論文では第5章でメタン発酵技術について触れたが、焼却による発電も含めて廃棄物中のバイオマスによる発電量は再生可能エネルギーと認識されることとなった。また、未利用のバイオマス(各種汚泥、間伐材、流木、剪定枝、稲わら、麦わらなど)は、収集費用の負担や所管官庁の違いが障壁となり有効に活用されていない。次のテーマとしてエネルギー面と経済性の面から、収集・運搬までを視野に入れた評価を行い、廃棄物と未利用バイオマスの総合的エネルギー活用システムを提案したい。



## 謝辞

本論文は、株式会社タクマ環境技術部門在職中に行った研究を基に、京都大学大学院都市環境工学専攻(環境デザイン工学講座)社会人博士課程での研究成果を加えたものです。

京都大学における研究に際しては、京都大学大学院都市環境工学専攻教授武田信生博士、京都大学大学院都市環境工学専攻助教授高岡昌輝博士には、本論文の作成、取りまとめにあたり、懇切丁寧なご指導をいただきました。深く感謝します。

また、調査委員として査読をいただき、貴重なご助言を賜りました京都大学環境保全センター教授酒井伸一博士ならびに京都大学大学院流域圏総合環境質研究センター教授田中宏明博士に御礼申し上げます。

(株)タクマでの研究では、第2章におきまして、京都大学名誉教授(故)平岡正勝博士、京都大学大学院都市環境工学専攻教授武田信生博士のご指導、ご助言をいただきました。元東邦大学教授竹下隆三博士には初期の研究における膨大なダイオキシン類分析を快く引き受けていただきました。また京都市、大阪市をはじめとする多くの地方自治体の関係各位には、特に研究フィールドの提供に関し一方ならぬご尽力を賜りました。

第3章におきましては、(財)廃棄物研究財団の「廃棄物処理におけるダイオキシン類の排出抑制技術に関する研究」において、京都大学環境保全センター教授酒井伸一博士の懇切なるご指導ならびに(株)数理計画の伏原恒郎氏の拡散計算に対するご指導、ご協力に深く感謝いたします。また、(株)タクマの芝川重博氏、藤田泰行氏、松本暁洋氏には共同研究者としてご尽力いただきました。

京都大学における研究を進めるにあたり、第4章におきましては、京都大学大学院都市環境工学専攻教授武田信生博士、助教授高岡昌輝博士、助手大下和徹氏のご指導を受けました。(株)タクマの中塚大輔氏の多大なる協力もいただきました。

第5章においては、廃棄物学会・廃棄物焼却研究部会での論議を基としましたが、論文の纏めは(株)タクマの増田孝弘氏の労によるところ大であります。論文中のLCAに関しては、北海道大学大学院環境循環システム専攻教授松藤敏彦博士には、H-IWMの使用法など懇切なご指導を賜りました。

さらに各章で、当時社内で研究に携わってくれた社員各位にも感謝せねばなりません。特に論文全体の纏めにあたって藤田泰行氏、増田孝弘氏には大変お世話になりました。皆様には厚く御礼申し上げます。

博士課程の単位取得に際しては、助手大下和徹氏のご指導、ご配慮ならびに、(株)タクマの赤石隆宏氏のご協力に御礼申し上げます。

博士課程2回生になる寸前に、(株)タクマの社長になるというハプニングがあり、論文作成に自信を無くした時期もありましたが、諸先生の激励と社員各位の協力により書き上げることができました。改めて関係各位に心からのお礼を申し上げたいと思います。

最後に、妻操をはじめとする家族の理解と励ましに深く感謝します。



## 掲載論文リスト

### 審査付論文

- 1) H.Teijima, K.Nakazato, I.Nakagawa and M.Nisigaki : PCDDs, PCDFs EMISSION CONTROL BY DRY SCRUBBING SYSTEM, Chemosphere , Vol.20, Nos10-12, pp.1899-1905 (1990)
- 2) 平岡正勝、武田信生、酒井伸一、金田晃、大賀貞彦、瀬川道信、手島肇、西垣正秀、早田芳浩 : 既設ごみ焼却炉におけるダイオキシン類の抑制に関する研究、廃棄物学会論文誌、Vol.3, No.2, pp.26-35 (1992)
- 3) H.Teijima, Y.Karatsu, M.Kawashima, S.Sakai, T.Honda : Reduction of dioxin emission on start up and shut down at a batch-operational MSW incineration plant, Chemosphere, Vol.27, Nos1-3, pp.263-269 (1993)
- 4) Hajime Teijima, Izoh Nakagawa, Taka-aki Shinoda, Isao Maeda : PCDDs/PCDFs REDUCTION BY GOOD COMBUSTION TECHNOLOGY AND FABRIC FILTER WITH/WITHOUT ACTIVATED CARBON INJECTION , Chemosphere , Vol.32 , No.1 , pp.169-175 (1996)
- 5) Hajime Teijima, Shigehiro Shibakawa, Kazuo Osumi, Makoto Kawashima : Dioxin Emmission Behavior in MSW Incinerator Designed after Japanese Guideline for Controlling Dioxin , Chemosphere , Vol.37 , Nos9-12 , pp.2309-2314 (1998)
- 6) Hajime Teijima , Masahide Nishigaki , Yasuyuki Fujita , Akihiro Matsumoto , Nobuo Takeda, Masaki Takaoka : Characteristics of dioxins emission at startup and shutdown of MSW incinerator , Chemosphere , Vol.66 , Issue6 , pp.1123-1130 (2007)
- 7) 手島肇、芝川重博、藤田泰行、松本暁洋、武田信生、高岡昌輝、酒井伸一 : ごみ焼却施設の建替えと周辺環境のダイオキシン類負荷低減、廃棄物学会論文誌、Vol.17, No.4, pp.281-292 (2006)
- 8) 手島肇、増田孝弘、藤田泰行、武田信生、高岡昌輝 : 都市ごみの組成変化に応じた中間処理・再資源化システムの検討、廃棄物学会論文誌、Vol.17, No.6, pp.372-386 (2006)

### 著書

- 1) 平岡正勝、岡島重伸編著、手島肇(WG 主査) : 廃棄物処理におけるダイオキシン類削減対策の手引き、環境新聞社 (1998)

### 研究発表

- 1) 手島肇、川嶋真、西垣正秀、竹下隆三 : 中小型ごみ焼却炉におけるダイオキシン類の生成／排出について(1)、第1回廃棄物学会研究発表会講演論文集、pp.277-280 (1990)
- 2) 手島肇、川嶋真、西垣正秀、竹下隆三 : 中小型ごみ焼却炉におけるダイオキシン類の生成／排出について(2)、第1回廃棄物学会研究発表会講演論文集、pp.281-284 (1990)
- 3) 手島肇、唐津良憲、川嶋真、酒井伸一、本多卓 : ごみ焼却炉の起動、停止時のダイオキシン類排出特性、日本機械学会環境工学総合シンポジウム'92 講演論文集、pp.164-167 (1992)
- 4) 手島肇、唐津良憲、川嶋真、本多卓、酒井伸一 : ごみ焼却プラントの起動・停止時におけるダイオキシン類発生抑制運転、第3回廃棄物学会研究発表会講演論文集、pp.311-314 (1992)
- 5) 手島肇、天本俊郎、川嶋真、酒井伸一 : ごみ焼却プラントの起動・停止時におけるダイオキシン類発生抑制運転(第2報)、第4回廃棄物学会研究発表会講演論文集、pp.799-802 (1993)
- 6) 手島肇、中川伊造、中尾豊、金沢優、小寺保 : 排ガス中のダイオキシン、水銀及び酸性ガスの同時除去・基礎実験、第4回廃棄物学会研究発表会講演論文集、pp.839-842 (1993)
- 7) 手島肇、中川伊造、篠田高明、前田功 : 実プラントにおける活性炭吹込バグフィルタでの水銀・ダイオキシン類の同時除去、第5回廃棄物学会研究発表会講演論文集、pp.301-304 (1994)
- 8) 手島肇、武内豊、川嶋真 : ダイオキシン対策炉におけるダイオキシン類排出挙動、第6回廃棄物学会研究発表会講演論文集、pp.295-298 (1995)
- 9) 手島肇、武内豊、川嶋真 : ダイオキシン対策炉における排ガス排出挙動、第17回全国都市清掃研究発

表会講演論文集、pp.139-141 (1996)

- 10) 横山勝利、佐藤俊品、酒井伸一、八木美雄、手島肇、芝川重博：ごみ処理施設の建替によるダイオキシン類排出削減効果と周辺環境の調査、第10回廃棄物学会研究発表会講演論文集、pp.775-777 (1999)
- 11) 手島肇：都市ごみ焼却炉におけるダイオキシン対策技術、工業技術院資源環境技術総合研究所第15回研究講演会 (1998)/資源と環境、Vol.8、No.3、pp.61-71 (1999)
- 12) 芝川重博、手島肇、佐藤豪、横山勝利、佐藤俊品、酒井伸一：ごみ処理施設の建替えによるダイオキシン類排出削減効果と周辺環境の調査(第2報)：第11回廃棄物学会研究発表会講演論文集、pp.700-702 (2000)
- 13) 芝川重博、手島肇、江口浩一、酒井伸一：ごみ焼却施設におけるダイオキシン類縁化合物の濃度に関する調査、第11回廃棄物学会研究発表会講演論文集、pp.703-705 (2000)
- 14) Hajime Tejima, Shigehiro Shibakawa, Kouichi Eguchi, Yoshinori Tamade, Shin-ichi Sakai : A STUDY OF DIOXIN-LIKE BROMINE COMPOUNDS AT A MSW INCINERATION PLANT ,21st International Symposium on Halogenated Environmental Organic Pollutants and POPs , Vol.52 , pp.43-46 (2001)
- 15) Hajime Tejima, Shigehiro Shibakawa, Katsutoshi Yokoyama, Shin-ichi Sakai : COMPARATIVE STUDY OF PCDDs/DFs EMISSION AND ATMOSPHERIC ENVIRONMENT IN THE PRE- AND POST-RETROFITTING MSW INCINERATION PLANT (II) : 21st International Symposium on Halogenated Environmental Organic Pollutants and POPs , Vol.54 , pp.289-292 (2001)
- 16) 手島肇、芝川重博、藤田泰行、松本暁洋、土屋武好、佐藤俊品、酒井伸一、武田信生：ごみ処理施設の建替えによるダイオキシン類排出削減効果と周辺環境の調査(第3報)、第15回廃棄物学会研究発表会講演論文集、pp.949-951 (2004)

#### 総説等

- 1) 手島肇：都市ごみと下水汚泥混焼プラントの運転例、都市と廃棄物、Vol.11、No.12、pp.17~26 (1981)
- 2) 手島肇：金沢市西部清掃工場における汚泥混焼処理の状況、環境技術研究会、'83 汚泥研究年報別冊、pp.115~123 (1983)
- 3) 手島肇：清掃工場における汚泥混焼技術、エネルギーレビュー、第3巻第3号、pp.20-23 (1983)
- 4) 手島肇：中小型焼却炉における対策「特集/ダイオキシン対策の技術展望」の部分執筆、月刊廃棄物、第17巻第8号、pp.173-180 (1991)
- 5) Hajime Tejima, Yosinori Karatsu, Makoto Kawashima, Yasuyuki Fujita : Reduzierung der Dioxinmissionen bei diskontinuierlich betriebenen Müllverbrennungsanlagen, Abfallwirtschafts Journal, Nr.11, November, pp.863-867 (1993)
- 6) 手島肇：ごみ焼却プラントのダイオキシン類削減対策、タクマ技報、Vol.5、No.1、pp.5-15 (1997)
- 7) 手島肇：各プラントメーカーの削減技術「特集/ごみ処理におけるダイオキシンをどう発生抑制するか」の部分執筆、月刊廃棄物、第23巻第5号、pp.96-101 (1997)
- 8) 手島肇：ごみ焼却におけるダイオキシン対策「特集/ごみ焼却を考える」の部分執筆、環境技術、Vol.27、No.3、pp.203-209 (1998)
- 9) 手島肇、芝川重博：ごみ焼却施設の建替えによるダイオキシン類排出削減効果と周辺環境の調査、タクマ技報、Vol.9、No.2、pp.87-95 (2001)